



**UNIVERSIDAD NACIONAL DE CHIMBORAZO
FACULTAD DE INGENIERÍA
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

Efecto del pH (potencial hidrógeno) de activación, en la reducción de la dureza de agua, aplicando arcilla de Santa Ana

Trabajo de Titulación para optar al título de Ingeniera Ambiental

Autor:
Padilla Calderon, Nataly Yolanda

Tutor:
Ing. José Gregorio Prato Moreno PhD

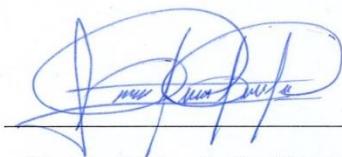
Riobamba, Ecuador 2024

DECLARATORIA DE AUTORÍA

Yo, Nataly Yolanda Padilla Calderon, con cédula de ciudadanía 1550170466 autora del trabajo de investigación titulado: Efecto del pH (potencial hidrógeno) de activación, en la reducción de la dureza del agua, aplicando arcilla de Santa Ana, certifico que la producción, ideas, opiniones, criterios, contenidos y conclusiones expuestas son de mí exclusiva responsabilidad.

Asimismo, cedo a la Universidad Nacional de Chimborazo, en forma no exclusiva, los derechos para su uso, comunicación pública, distribución, divulgación y/o reproducción total o parcial, por medio físico o digital; en esta cesión se entiende que el cesionario no podrá obtener beneficios económicos. La posible reclamación de terceros respecto de los derechos de autor (a) de la obra referida, será de mi entera responsabilidad; librando a la Universidad Nacional de Chimborazo de posibles obligaciones.

En Riobamba a los 21 días del mes de octubre del 2024



Nataly Yolanda Padilla Calderon

C.I: 1550170466

DICTAMEN FAVORABLE DEL PROFESOR TUTOR

Quien suscribe, José Gregorio Prato Moreno adscrito a la Facultad de Ingeniería, por medio del presente documento certifico haber asesorado y revisado el desarrollo del trabajo de investigación titulado: EFECTO DEL PH (POTENCIAL HIDRÓGENO) DE ACTIVACIÓN, EN LA REDUCCIÓN DE LA DUREZA DE AGUA, APLICANDO ARCILLA DE SANTA ANA, bajo la autoría de Nataly Yolanda Padilla Calderon; por lo que se autoriza ejecutar los trámites legales para su sustentación.

Es todo cuanto informar en honor a la verdad; en Riobamba, a los 03 días del mes de septiembre de 2024



José Gregorio Prato Moreno

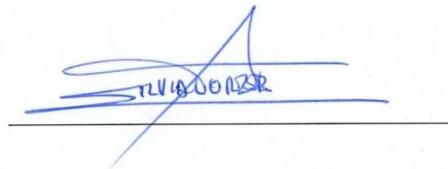
C.I: 1758706848

CERTIFICADO DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL

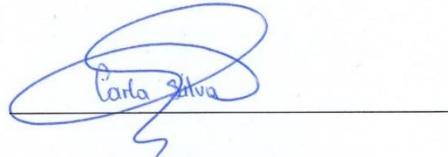
Quienes suscribimos, catedráticos designados Miembros del Tribunal de Grado para la evaluación del trabajo de investigación: Efecto del pH (potencial hidrógeno) de activación, en la reducción de la dureza de agua, aplicando arcilla de Santa Ana, presentado por Nataly Yolanda Padilla Calderon, con cédula de identidad número 1550170466, bajo la tutoría de Ing. José Gregorio Prato Moreno PhD.; certificamos que recomendamos la APROBACIÓN de este con fines de titulación. Previamente se ha evaluado el trabajo de investigación y escuchada la sustentación por parte de su autor; no teniendo más nada que observar.

De conformidad a la normativa aplicable firmamos, en Riobamba a los 21 días del mes de octubre del 2024

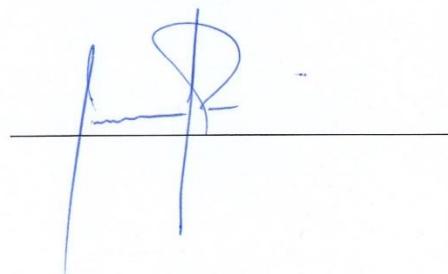
Dra. Silvia Torres., PhD.
PRESIDENTE DEL TRIBUNAL DE GRADO



Ing. Carla Silva., Mgs.
MIEMBRO DEL TRIBUNAL DE GRADO



Dr. Iván Ríos., PhD.
MIEMBRO DEL TRIBUNAL DE GRADO

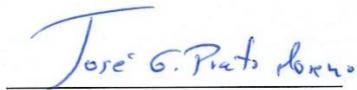




CERTIFICACIÓN

Que, **PADILLA CALDERON NATALY YOLANDA** con CC: **1550170466**, estudiante de la Carrera de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería; ha trabajado bajo mi tutoría el trabajo de investigación titulado "**Efecto del pH (potencial hidrógeno) de activación, en la reducción de la dureza de agua, aplicando arcilla de Santa Ana**", cumple con el **8 %**, de acuerdo al reporte del sistema Anti plagio **TURNITIN**, porcentaje aceptado de acuerdo a la reglamentación institucional, por consiguiente autorizo continuar con el proceso.

Riobamba, 01 de octubre de 2024



PhD. José G. Prato
TUTOR

DEDICATORIA

El presente Trabajo lo dedico con todo mi amor a mi querida madre Yolanda Calderon, por ser una grandiosa mujer que me brindó su apoyo incondicional en momentos difíciles, por ser mi eterna inspiración. A mi querido padre Segundo Padilla, que a pesar de la difícil situación económica no dudo en apoyarme al enviarle lejos de casa en busca de una oportunidad de adquirir una carrera universitaria. Por último, quiero expresar mi gratitud al Doctor José Prato por su paciencia y apoyo, además de que, sin sus palabras, enseñanzas y correcciones no hubiese podido llegar hasta este anhelado momento.

Nataly Yolanda Padilla Calderon

AGRADECIMIENTO

En primer lugar, expreso mi gratitud a mi familia y a Dios por haberme permitido llegar tan lejos en este camino, guiándome y acompañándome en todo momento. Agradezco el apoyo incondicional y el amor constante de mis queridos padres. También quiero reconocer al doctor José Prato por su profesionalismo y orientación, que fueron fundamentales para culminar exitosamente este trabajo. Por último, agradezco a la Universidad Nacional de Chimborazo por acogerme y proporcionarme los conocimientos necesarios para enfrentarme a un mundo diferente, haciéndome sentir como en casa.

Nataly Yolanda Padilla Calderon

ÍNDICE GENERAL

DECLARATORIA DE AUDITORÍA	
DICTAMEN FAVORABLE DEL PROFESOR TUTOR3	
CERTIFICADO DE LOS MIEMBROS DEL TRIBUNAL4	
CERTIFICADO ANTIPLAGIO5	
DEDICATORIA6	
AGRADECIMIENTO7	
ÍNDICE GENERAL8	
ÍNDICE DE TABLAS	
ÍNDICE DE FIGURAS	
RESUMEN	
ABSTRACT	
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN.....	16
1.1 Antecedentes	16
1.2 Planteamiento del problema	17
1.3 Justificación.....	18
1.4 Objetivos	19
1.4.1 Objetivo general	19
1.4.2 Objetivos específicos.....	19
CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO.....	20
2.1 Agua	20
2.1.1 Calidad del agua	20
2.1.2 Contaminación del agua por sales disueltas	20
2.1.3 Evaluación de la calidad física-química del agua.....	20
2.2 Dureza del agua.....	21
2.2.1 Clasificación de la dureza.....	22
2.2.2 Técnicas de determinación de la dureza	22
2.2.2.1 Método EDTA o volumétrico	22
2.2.2.2 Método del jabón	22
2.2.2.3 Método gravimétrico	22
2.3 Adsorción	23
2.3.1 Adsorción física.....	23
2.3.2 Adsorción química.....	23

2.4	Arcillas	24
2.4.1	Tipos de arcillas.....	24
2.4.1.1	Arcilla roja	24
2.4.1.2	Arcilla blanca.....	24
2.4.1.3	Arcilla amarilla	24
2.4.1.4	Arcilla gris	24
2.4.1.5	Arcilla café/marrón.....	24
2.4.1.6	Arcilla verde	25
2.4.2	Arcillas como medios de adsorción.....	25
2.5	Isotermas de adsorción	25
2.5.1	Modelo de Langmuir	26
2.5.2	Modelo de Freundlich.....	26
2.5.3	Modelo de Temkin.....	27
2.6	Cinética de adsorción	27
2.6.1	Modelo pseudo primer orden.....	27
2.6.2	Modelo pseudo segundo orden.....	28
2.6.3	Modelo de difusión intraparticular	28
	CAPÍTULO III. METODOLÓGÍA.....	30
3.1	Tipo de investigación	30
3.2	Diseño de investigación	30
3.2.1	Diseño de la investigación bibliográfica	30
3.2.2	Diseño de investigación de campo	30
3.2.3	Diseño de investigación experimental.....	31
3.3	Técnicas de recolección de datos	31
3.3.1	Revisión bibliográfica	31
3.3.2	Observación directa	31
3.3.3	Ánalisis de datos descriptivo	31
3.4	Población de estudio y tamaño de la muestra.....	31
3.4.1	Población	32
3.4.2	Tamaño de la muestra.....	32
3.5	Procesos de la investigación.....	32
3.5.1.	Fase I. Preparación de lechos	32
3.5.1.1.	Etapa 1. Recolección del material litológico oxídico (arcilla).....	32
3.5.1.2.	Etapa 2. Preparación de lechos a partir de la arcilla	33

3.5.2. Fase II. Pruebas de adsorción	34
3.5.2.1. Etapa 1. Instalación de columnas de filtración	34
3.5.2.2. Etapa 2. Pruebas de adsorción con lecho natural	35
3.5.3 Fase III. Efecto del pH en la adsorción	36
3.5.3.1. Etapa 1. Activación de los lechos	36
3.5.3.2. Etapa 2. Reducción de la dureza del agua.....	36
3.5.4 Fase IV. Evaluación de isotermas de adsorción	36
3.5.5 Fase VI. Evaluación de cinética del proceso de adsorción.....	38
CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	40
4.1. Proceso de adsorción con lecho natural	40
4.1.1. Análisis del efecto de la masa con lecho de < 75 μm	40
4.1.3. Análisis del efecto de la masa con lecho entre 75-150 μm	41
4.2. Proceso de adsorción a diferentes pH	44
4.2.1. Activación de lechos con relación al pH	44
4.2.1. Eficiencia de adsorción con lechos activados a diferentes pH	45
4.3. Análisis del equilibrio de adsorción en distintos niveles de pH.....	46
4.3.1. Estudio de isotermas de adsorción.....	47
4.3.2. Estudio de la cinética de adsorción.....	49
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	52
5.1. Conclusiones	52
5.2. Recomendaciones.....	52
BIBLIOGRÁFIA	53
ANEXOS	58
Anexo 1. Recolección y preparación de lechos	58
Anexo 2. Instalación de columnas de filtración	59
Anexo 3. Pruebas de adsorción con lecho natural	59
Anexo 4. Activación a diferentes pH	60
Anexo 5. Análisis de isotermas de adsorción	61
Anexo 6. Análisis de cinética de adsorción	62
Anexo 7. Estudio de isotermas de adsorción	63
Anexo 8. Estudio de la cinética de adsorción	64

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de los parámetros físicos-químicos.....	21
Tabla 2. Valores de concentración de dureza	22
Tabla 3. Características de los tipos de adsorción	23
Tabla 4. Coordenadas de extracción del material	32
Tabla 5. Codificación de sistemas de filtración basadas en lechos naturales.....	35
Tabla 6. Constantes de Isotermas de Freundlich y Langmuir pH 2.71	48
Tabla 7. Coeficiente de correlación (R^2) de las Isotermas.....	48
Tabla 8. Constantes del modelo Pseudo segundo orden pH12.28	50
Tabla 9. Coeficiente de correlación(R^2) de modelos de adsorción a diferentes pH.....	50

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica del sitio de recolección del material litológico	33
Figura 2. Proceso de preparación de lechos	33
Figura 3. Columnas de filtración	34
Figura 4. Proceso para la evaluación de las isoterma de adsorción.....	37
Figura 5. Efecto de la masa en la retención de la dureza del agua empleando lechos naturales de <75 μm	40
Figura 6. Eficiencia de remoción de la dureza con sistemas naturales de adsorción en lechos de <75 μm	41
Figura 7. Efecto de la masa en la retención de la dureza del agua empleando lechos naturales de 75-150 μm	42
Figura 8. Eficiencia de remoción de la dureza con sistemas naturales de adsorción en lechos de 75-15 μm	43
Figura 9. Curvas de activación de lechos a diferente pH.....	44
Figura 10. Efecto del pH en el proceso de adsorción de la dureza del agua con lechos de <75 um	45
Figura 11. Eficiencia de adsorción de la dureza natural con lechos a diferentes pH	46
Figura 12. Isotermas de adsorción con lechos activados a 2.71 pH.	47
Figura 13. Modelos cinéticos de adsorción con lechos activados a 12.28 pH.	49
Figura 14. Recolección del material	58
Figura 15. Tamizado del material	58
Figura 16. Colocación de los lechos en los crisoles	58
Figura 17. Formación de los lechos de adsorción	58
Figura 18. Colocación de los lechos en la mufla	58
Figura 19. Lechos calcinados	58
Figura 20. Colocación de las columnas	59
Figura 21. Montaje de las columnas de filtración	59
Figura 22. Columnas armadas	59
Figura 23. Colocación de la malla metálica	59
Figura 24. Revisiones por parte del tutor	59
Figura 25. Armado del sistema de adsorción	59
Figura 26. Medición del caudal de salida.....	60

Figura 27. Ubicación del sistema de adsorción	60
Figura 28. Titulación de las muestras	60
Figura 29. Toma de muestras	60
Figura 30. Medición del pH	60
Figura 31. Preparación de las soluciones	60
Figura 32. Titulación de muestras con lecho activado.....	61
Figura 33. Activación de lechos	61
Figura 34. Adición de agua	61
Figura 35. Toma de muestras en intervalos de tiempo	61
Figura 36. Medición de muestras.....	61
Figura 37. Muestras tomadas.....	61
Figura 38. Secado de los lechos.....	62
Figura 39. Regeneración de lechos	62
Figura 40. Montaje de la plancha de agitación.....	62
Figura 41. Lechos pesados	62
Figura 42. Titulación de las muestras tomadas	62
Figura 43. Toma de muestras	62
Figura 44. Isotermas de adsorción con lechos activados a 7 pH.....	63
Figura 45. Isotermas de adsorción con lechos a 12.28 pH.....	63
Figura 46. Modelos cinéticos de adsorción con lechos activados a 7 pH	64
Figura 47. Modelos cinéticos de adsorción con lechos activados a 2.71 pH	64

RESUMEN

El agua de Riobamba presenta elevadas concentraciones de iones de calcio y magnesio principal causante de la dureza del agua, alcanzando niveles superiores a 300 ppm, provocando problemas de salud, pérdidas económicas a escala industrial y agrícola, por lo tanto, el objetivo de esta investigación fue estudiar el proceso de adsorción de la dureza presente en el agua mediante la aplicación del material litológico oxídico extraído de Santa Ana del cantón Guamote, Chimborazo. La metodología implementada fue tipo práctico-teórico, se elaboraron lechos a partir de dos fracciones de partícula diferentes $<75\text{ }\mu\text{m}$ y $75\text{-}150\text{ }\mu\text{m}$, mediante extrusión utilizando una jeringuilla de 20 mL , las pruebas de adsorción se llevaron a cabo con lechos naturales y activados químicamente con soluciones diluidas de HCl y NaOH, a pH ácido (2.71) y alcalino (9.58 y 12.28), mientras que el estudio de las isotermas se desarrolló implementando los modelos matemáticos de Freundlich, Langmuir y Temkin y el análisis de la cinética de adsorción se llevó a cabo aplicando las ecuaciones de pseudo primer, segundo orden y difusión intraparticular. Los resultados obtenidos demostraron que los lechos tienen una elevada capacidad de adsorber la dureza del agua tanto en su estado natural como activados, además, se evidenció que la eficiencia de adsorción es proporcional a la cantidad de masa utilizada, alcanzando un 48.52 % de rendimiento de adsorción de iones calcio y magnesio al emplear 1600 g de lecho natural, sin embargo, al ser activado a pH 12.28 aumenta su eficiencia de adsorción a 74.73 %, por otro lado, a un pH 2.71 disminuye su eficiencia a 28.53 %, esto evidencia el efecto que tiene el pH en la eficiencia de adsorción. En el estudio de isotermas de adsorción los datos se ajustaron a los modelos de Freundlich y Langmuir obteniendo un coeficiente de correlación (R^2) superior a 0.80 en todos los niveles de pH, mientras que en el análisis de cinética los valores se ajustaron mejor al modelo Pseudo-segundo orden en las pruebas realizadas a diferentes pH con un coeficiente de correlación (R^2) superior a 0.90. En este contexto se determinó que los lechos del material litológico oxídico de Santa Ana, son una excelente alternativa para el tratamiento de la eliminación de iones de calcio y magnesio, poseyendo una alta capacidad de regeneración.

Palabras claves: Material litológico oxídico, Dureza, Adsorción, pH, Isotermas, Cinética

ABSTRACT

The water in Riobamba exhibits high concentrations of calcium and magnesium ions, which are the main cause of water hardness, reaching levels exceeding 300 ppm. This leads to health issues and economic losses on an industrial and agricultural scale. Therefore, the objective of this research was to study the adsorption process of water hardness through the application of lithologic oxide material extracted from Santa Ana in Guamote canton, Chimborazo.

The methodology implemented was both practical and theoretical. Beds were made from two different particle fractions, <75 µm and 75-150 µm, by extrusion using a 20 mL syringe. Adsorption tests were carried out with both natural and chemically activated beds using diluted HCl and NaOH solutions at acidic (2.71) and alkaline pH levels (9.58 and 12.28). The study of adsorption isotherms was conducted by applying the Freundlich, Langmuir, and Temkin mathematical models, while the adsorption kinetics analysis was performed using pseudo-first-order, second order, and intraparticle diffusion equations.

The results demonstrated that the beds have a high capacity to adsorb water hardness, both in their natural and activated states. Furthermore, it was shown that the adsorption efficiency is proportional to the amount of mass used, achieving 48.52% adsorption efficiency for calcium and magnesium ions when using 1600 g of natural bed. However, when activated at pH 12.28, its adsorption efficiency increased to 74.73%, whereas at pH 2.71, its efficiency decreased to 28.53%, highlighting the effect of pH on adsorption efficiency. In the adsorption isotherm study, the data fit the Freundlich and Langmuir models, obtaining a correlation coefficient (R^2) greater than 0.80 at all pH levels. In the kinetics analysis, the values fit better with the pseudo-second-order model in tests performed at different pH levels, with a correlation coefficient (R^2) greater than 0.90.

The beds made from the lithologic oxide material from Santa Ana are an excellent alternative for the treatment of calcium and magnesium ion removal, possessing a high regeneration capacity.

Keywords: lithologic oxide material, hardness, adsorption, pH, isotherms, kinetics

Revisado por: Andrea Paola Goyes Robalino

Fecha: 05 -10-2024

Firma:



CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

El agua es una sustancia compuesta por dos moléculas de hidrógeno y una de oxígeno (H_2O), es muy abundante y determinante en los procesos físicos, químicos y biológicos de la naturaleza. Una vez tratada, se convierte en agua potable que es fundamental para el desarrollo de la vida y la salud. Este recurso hídrico es uno de los derechos de los ecuatorianos enmarcada en la constitución del año 2008; donde se menciona que el estado debe garantizar y asegurar la protección para la salud (Inga & Vanegas, 2017).

Uno de los principales problemas en las comunidades rurales de la provincia es el abastecimiento de agua potable, proveniente de diversas fuentes como pozos y acuíferos. Estas fuentes de agua se originan a partir de la infiltración de agua en el suelo, la cual se almacena hasta alcanzar una capa impermeable. El agua que se extrae de estos acuíferos contiene minerales, sustancias inorgánicas presentes en la corteza terrestre, que en ocasiones incluyen varios elementos químicos. A medida que el agua se infiltra, estos elementos se incorporan al líquido, afectando los procesos naturales. Algunos de los elementos comunes que se encuentran en el agua subterránea son sodio, calcio, cloro, fósforo, azufre, magnesio, potasio y hierro, entre otros (Flores & Machuca, 2017). Como resultado, las aguas en la región de Chimborazo contienen varias sales disueltas, especialmente iones de calcio y magnesio, que contribuyen a su dureza.

El agua con niveles de dureza altos puede causar la aparición de incrustaciones o acumulaciones (sarro) en los sistemas de distribución, dependiendo además de la interacción con otros factores, como el pH y la alcalinidad. Estas incrustaciones o acumulaciones afectan a las redes de distribución tanto domésticas como industriales (Gutiérrez, 2014).

La dureza del agua puede variar considerablemente según la localización geográfica y la estación del año, las principales fuentes naturales de la dureza del agua provienen del suelo y son las rocas sedimentarias, las percolaciones y la escorrentía, otro factor del cual depende es la geología del terreno por donde circula el agua de origen, debido al paso por formaciones calcáreas presentes en el suelo, aumentando así considerablemente el contenido de carbonato cálcico (Rodríguez, 2019).

En la actualidad existen varios métodos para el ablandamiento del agua, como resinas de intercambio iónico, electrodiálisis, oxidación química, filtración por membranas y adsorción (Zhi y Zhan, 2016; Liu et al., 2020). De estas técnicas, el proceso de adsorción es una excelente alternativa para la eliminación de la dureza del agua debido a su flexibilidad en el diseño, fácil mecanismo de operación y manejo, disponibilidad de medios adsorbentes en la naturaleza, reciclabilidad y menores costos (Prato et al., 2022).

En este tema de estudio se tiene como objetivo evaluar el efecto del pH sobre el material adsorbente preparados a partir de una arcilla natural de Santa Ana, con el fin de obtener las condiciones idóneas en el cual el material litológico sea aplicable y eficiente para reducir los niveles de la dureza del agua, sin embargo, también es de interés determinar la eficiencia de adsorción de los lechos en la retención de los iones de calcio y magnesio. Lo cual es relevante para los procesos de tratamiento de agua potable y aguas residuales.

1.2 Planteamiento del problema

El agua es uno de los recursos más esenciales a nivel mundial, indispensable para la vida de todos los seres vivos. A pesar de que el 97% del agua en el planeta es salada, solo el 3% corresponde a agua dulce, lo que subraya la importancia crítica de este recurso para satisfacer las necesidades básicas de la humanidad (Rosales et al., 2021). Sin embargo, la disponibilidad de agua dulce en condiciones óptimas para el consumo es limitada. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006), el 18% de la población mundial carece de acceso a agua potable adecuada.

En los últimos años, se ha observado un aumento en el uso de agua potable tanto para consumo humano como para fines industriales. En Ecuador, el agua destinada al consumo humano, especialmente en zonas urbanas y rurales, generalmente proviene de fuentes naturales y se distribuye a través de sistemas de tuberías que extraen aguas subterráneas.

Debido a su ubicación geográfica y a su diversidad geológica, Ecuador presenta una estructura heterogénea formada por rocas metamórficas (Rojas, Eguiguren, Maita & Aguirre, 2015). Como resultado, las reservas de agua natural en estas zonas contienen diversos aniones y cationes, entre los que predominan los iones de calcio y magnesio. En los acuíferos subterráneos, la composición química del agua depende del tipo de formación geológica por la que ha circulado. En la región Sierra, ubicada en la zona central del país, el agua se obtiene principalmente de fuentes naturales que presentan concentraciones de dureza variables, que van desde 150 hasta 407.67 mg/L de CaCO₃. La población de esta región tiene acceso únicamente a agua con un nivel promedio de dureza de 336 mg/L de CaCO₃, superando el límite máximo permitido por la legislación nacional, que es de 300 mg/L de CaCO₃. Esta exposición continua a agua dura implica riesgos para la salud y otros efectos negativos asociados (Prato et al., 2021).

A pesar de la importancia del tratamiento de agua, en muchas de estas zonas el recurso hídrico no se somete a procesos adecuados para reducir las concentraciones de calcio y magnesio, que son los principales responsables de la formación de incrustaciones y corrosión en tuberías y sistemas de drenaje. Esto genera pérdidas económicas, afecta negativamente la salud de la población y perjudica al sector industrial (Domínguez & Giorgi, 2020). Por lo tanto, resulta imperativo implementar tratamientos a base de materiales oxídico que permitan mantener la dureza del agua dentro de los valores promedio recomendados.

1.3 Justificación

Las aguas naturales contienen diversas cantidades de sales con una composición variada. Al ser utilizadas, especialmente para el lavado con jabones, estas sales, en particular las solubles de calcio y magnesio, provocan la formación de precipitados en forma de grumos. La dureza del agua se relaciona directamente con la concentración de cationes metálicos como el calcio, magnesio, hierro, bario y estroncio. Sin embargo, los iones de calcio y magnesio son significativamente más abundantes que los demás cationes, por lo que la dureza del agua se asocia principalmente con la concentración de estos iones (Arcilla y Peralta, 2015).

Para reducir la cantidad de iones de calcio y magnesio presentes en el agua, es necesario analizar diversos parámetros, siendo el pH y la dureza del fluido los más importantes. Cuando estos parámetros superan los límites permitidos, lo que define a las aguas como "muy duras", se generan problemas que afectan directamente las actividades humanas y, lo más crítico, la salud de las personas.

En la provincia de Chimborazo, especialmente en algunas de sus parroquias, una de las principales problemáticas es la falta de tratamiento y adecuada distribución de agua potable. Estudios realizados por la Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado (EMAPAR) indican que el agua en Chimborazo presenta un valor promedio de dureza de 336.86 mg/L , un nivel considerablemente superior al límite aceptable. Este nivel de dureza clasifica al agua como "muy dura" y no apta para el consumo humano (Donoso, 2014).

Por lo tanto, es fundamental abordar este problema evaluando el efecto del pH en el equilibrio fisicoquímico mediante el uso de lechos de arcilla de Santa Ana como medio para las isotermas de adsorción. Esta metodología permite reducir significativamente la dureza de las aguas naturales, con el objetivo de mitigar los problemas que afectan las actividades domésticas, agrícolas e industriales de los residentes.

1.4 Objetivos

1.4.1 Objetivo general

Determinar el efecto del pH de activación, sobre la eficiencia de adsorción de la dureza del agua, mediante el empleo de arcilla de Santa Ana.

1.4.2 Objetivos específicos

- Evaluar la eficiencia del proceso de adsorción de la dureza del agua sobre arcilla de Santa Ana, empleando diferente pH de activación.
- Estudiar la influencia del pH, en las isotermas de adsorción, utilizando arcilla de Santa Ana.

CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO

2.1 Agua

Es uno de los elementos cruciales para los seres vivos, ya que compone el 80% del cuerpo e interviene en la mayor parte de los procesos biológicos, por ello, esta sustancia contribuye al funcionamiento de la naturaleza siendo imprescindible para mantener la estabilidad de los sistemas medioambientales y humanísticos (Moreira, 2016).

2.1.1 Calidad del agua

Es una de las obstinaciones imprescindibles dentro de la administración de los recursos hídricos porque el estado del agua se encuentra en forma natural en la naturaleza y depende directamente de diferentes características como la cuenca hidrográfica, propiedades del suelo y la geología. Sin embargo, algunas alteraciones fisicoquímicas y biológicas del agua se ven modificadas por la agricultura, la ganadería y expansión urbana a lo largo de los afluentes, por consiguiente, conseguir agua con una calidad alta para el consumo humano es una tarea difícil en algunos sectores (Pauta et al., 2019).

2.1.2 Contaminación del agua por sales disueltas

Las características del agua se ven afectadas por actividades humanas y fenómenos naturales alterando notablemente sus propiedades fisicoquímicas, microbiológicas provocando sistemas acuáticos inestables.

Las sales disueltas contaminantes más habituales son los cloruros, los sulfatos y los nitratos, aunque también existen otras sales muy corrosivas, pero menos frecuentes, como los fluoruros. Los cloruros y los sulfatos son incoloros en una solución acuosa. Es decir, la contaminación por sales se puede describir como "cualquier residuo salino presente después de la preparación de la superficie que no es detectable a simple vista y que puede dañar el sistema de recubrimiento que se aplicará" (Gómez et al, 2007).

2.1.3 Evaluación de la calidad física-química del agua

Son características que sirven para evaluar la calidad del agua; se pueden ver afectadas por malos entornos climáticas, geomorfológicas y geoquímicas lo que significaría problemas para mantener las condiciones mínimas aceptables (Domínguez & Giorgi, 2020).

Además, estos parámetros brindan una amplia información detallada sobre la naturaleza del orden químico y sus propiedades físicas. Las principales propiedades se detallan en la Tabla 1.

Tabla 1. Descripción de los parámetros físicos-químicos

Ítem	Parámetro	Característica
1	Turbidez	Es decir, es la característica visual para evaluar la claridad o transparencia del agua provocada por partículas en suspensión que pueden ser la arcilla. Entre más turbia el agua, su calidad será menor (Buñay, 2023).
2	Conductividad	Es la capacidad del agua que tiene como conductor eléctrico y en ella se puede aplicar las leyes físicas básicas como resistencia eléctrica (Rodríguez, 2021).
3	Potencial de hidrógeno (pH)	Indica el nivel de alcalinidad de una sustancia; se los clasifica como ácidos fuertes a las sustancias con una elevada concentración de iones de hidrógeno, ácidos débiles con bajas concentraciones y un índice 7 es un componente neutro (Jarava & Planeta, 2017).
4	Temperatura	Aporta en los procesos cinéticos, químicos y biológicos por su característica de biodegradabilidad; si esta temperatura es muy elevada provoca la caída de oxígeno en el agua (Rodríguez, 2021).
5	Nitratos	La cantidad de nitrato (fertilizantes) en aguas subterráneas habitualmente es baja, pero puede llegar a incrementarse por causa de filtración desde tierras campesinas o por desechos del hombre (Rodríguez, 2021).
6	Dureza	Se determina mediante el contenido de carbonatos, bicarbonatos, cloruros y sulfatos; estas concentraciones se expresan generalmente como cantidad equivalente de carbonado de calcio y dependiendo de su dureza pueden llegar a ser más o menos corrosivas (Mejía, 2005).
7	Cloruros	El cloruro en su forma nativa se lo puede encontrar habitualmente en aguas naturales o residuales; sin embargo, su presencia es más elevada en aguas residuales a causa de los procesos industriales (Rodríguez, 2021)

2.2 Dureza del agua

La dureza del agua se refiere a su capacidad para formar depósitos de precipitados al entrar en contacto con el jabón, debido principalmente a la presencia de iones como calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}). La dureza del agua se expresa comúnmente en miligramos de carbonato de calcio por litro (mg/L CaCO_3) o en partes por millón (ppm) de CaCO_3 . Según los estándares, concentraciones superiores a 60 mg/L CaCO_3 se consideran indicativas de agua dura (Prato et al., 2021).

La principal fuente de la dureza del agua proviene de la interacción del agua con el suelo y las rocas, a través de procesos como la infiltración y la escorrentía. El agua dura suele originarse en regiones donde el suelo está compuesto por formaciones ricas en calcio, siendo el agua subterránea generalmente más dura que el agua superficial.

2.2.1 Clasificación de la dureza

De acuerdo con OMS, 2007, las aguas de cualquier origen o naturaleza, según la dureza calculada, se las puede clasificar en tres grandes campos; empezando por aguas blandas o muy blandas, hasta ser consideradas aguas duras y muy duras dependiendo el caso de estudio. Sin embargo, según la organización mundial de la Salud, el agua en base a su dureza se las clasifica según la concentración de mg/L CaCO₃ representadas en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores de concentración de dureza

Dureza (mg/L CaCO ₃)	Tipo de Agua	Codificación
0 – 60	Blanda	Azul
61 – 120	Moderadamente dura	Verde
121 – 180	Dura	Amarillo
>180	Muy dura	Rojo

Fuente: (Organización Mundial de la Salud, 2007)

2.2.2 Técnicas de determinación de la dureza

Existen diferentes métodos de determinación en varias fuentes bibliográficas desde sencillas hasta más complejas. A continuación, se detallan algunas de ellas:

2.2.2.1 Método EDTA o volumétrico

Es un método analítico y volumétrico que consiste en titular un tipo de agua. Donde el pH (6-8) de esta muestra es amortiguado mediante un agente orgánico y una solución de ácido etilendiaminotetraacético y sales de sodio (EDTA) con representación de un colorante que vale como indicador. Las sumatorias de las concentraciones de calcio y magnesio de esta titulación define la dureza del agua (mg/L CaCO₃) (Barahona y Córdova, 2019).

2.2.2.2 Método del jabón

Es uno de los métodos más sencillos que consiste en titular el agua con la mezcla una concentración de jabón y el indicador clave es la espuma que esta solución origina; esto indica que la dureza total del agua ha sido consumida en base a una cantidad determinada de volumen de jabón (Regla et al., 2014).

2.2.2.3 Método gravimétrico

En este método, se sugiere determinar en primer lugar, los iones de calcio (Ca) y luego el magnesio (Mg). El calcio se aísla mediante un proceso de precipitación como oxalato, seguido de calcinación para transformarlo en óxido de calcio (CaO). El magnesio, por su parte, se obtiene al precipitarlo, resultando en la formación de amonio y ortofosfato de magnesio. Por último, la dureza total se calcula sumando los residuos calcinados de calcio y magnesio (Campaña & Torres, 2024).

2.3 Adsorción

La adsorción es una técnica que describe la separación en la que ciertos elementos de un fluido se transfieren a la superficie de un material sólido, conocido como adsorbente. Usualmente, las diminutas partículas del adsorbente permanecen en el lecho fijo, mientras el fluido circula constantemente a través de ellas. Este proceso continúa hasta que el sólido está casi saturado, y ya no se logra la separación requerida (Smith et al., 2016).

Por otra parte, se lleva a cabo el ablandamiento o deionización de una muestra de agua al hacerla pasar por un lecho de adsorción hasta lograr llegar a su punto de saturación. A medida que el proceso avanza, las concentraciones del soluto en su fase líquida y adsorbente (sólida) varían con el tiempo y la posición inicial del lecho (Barahona y Córdova, 2019). De forma general, existen dos tipos de adsorción:

2.3.1 Adsorción física

También se le conoce como fisisorción, en este tipo están presentes las fuerzas de Van der Waals por la presencia de moléculas del gas unidas a la superficie del sólido (Tunón et al., 2009).

2.3.2 Adsorción química

Titulada también como quimisorción, a diferencia de la adsorción física, en este modelo, sus moléculas de gas se mantienen unidas a la superficie del sólido generando un enlace químico más fuerte (Tunón et al., 2009). En la Tabla 3, se indican las principales características propias de cada tipo de adsorción.

Tabla 3. Características de los tipos de adsorción

Tipo de adsorción	Características
Física	Interacción libre. Proceso exotérmico, donde los calores liberados ($\Delta H_{ads} = \text{aprox } 20 - 40 \text{ kJ/mol}$) son similares a las entalpías de condensación. La energía de la molécula fisisorbida no es suficiente para la ruptura del enlace. Es un proceso no específico porque no existe una selectividad marcada entre adsorbato y adsorbente. Se produce en multicapas.
Química	Tiene una interacción más fuerte Su entalpía es más fuerte ($\Delta H_{ads}^\circ = 100 - 500 \text{ kJ/mol}$). Su proceso es específico, es decir, las fuerzas son elevadas y existe una selectividad entre adsorbato y adsorbente. El proceso se ve interrumpido por una monocapa en la superficie. Se presenta una rotura y formación de enlaces, no mantiene una estructura electrónica semejante.

Fuente: (Tunón et al., 2009)

2.4 Arcillas

En términos generales, el vocablo arcilla se utiliza para describir sustancias naturales compuestas en su mayoría por minerales de granos finos. Tienen una textura moldeable cuando éstas poseen en su estructura altos niveles de agua, pero se vuelven sólidas al secarse o someterse a altas temperaturas. A pesar de que la arcilla principalmente consta de filosilicatos, puede incluir otros elementos que contribuyan a su maleabilidad o firmeza durante el proceso de secado o cocción. En ocasiones, las fases o etapas asociadas a todos los tipos de arcillas podrían contener componentes que no aporten flexibilidad o a sus demás parámetros físicos (Cadena, 2013).

2.4.1 Tipos de arcillas

Se los puede clasificar según su composición, su naturaleza y ubicación. Sin embargo, a continuación, se representa los tipos de arcillas según el color en un caso de estudio. (Alvarado et al., 2014).

2.4.1.1 Arcilla roja

Este tipo de arcillas provienen de polvos volcánicos, su coloración se debe a los altos contenidos de óxidos de hierro y cobre. La debilidad de este tipo de arcilla radica en su escasa capacidad absorbente y adsorbente de partículas.

2.4.1.2 Arcilla blanca

Se compone de sustancias ricas en aluminio y silicio. Pero, carece de fósforo, cloro y zinc. Este tipo de arcilla es purificada por las aguas de lluvia y de arrastre, lo que determinan su pH ácido.

2.4.1.3 Arcilla amarilla

Es constituida por partículas muy delicadas compuestas especialmente que influye en su coloración como el hierro férrico. Este ejemplar resulta ser notable por la cantidad de hierro que contiene y la falta de presencia de aluminio.

2.4.1.4 Arcilla gris

Sus componentes principales son el silicio (Si) y el óxido de zinc (ZnO) que contienen grandes cantidades de materia orgánica.

2.4.1.5 Arcilla café/marrón

Tiene una coloración rojiza causada por sus altos contenidos de óxido de hierro y aluminio con buenas características absorbentes y cicatrizantes.

2.4.1.6 Arcilla verde

Comúnmente tiene aplicaciones medicinales, sin embargo, dependiendo de su origen puede variar su composición de bioelementos secundarios presentes en los seres vivos. En términos ambientales, esta arcilla contiene óxidos de Magnesio y Hierro feroso, por eso su color verdoso (Quirós et al., 2021).

2.4.2 Arcillas como medios de adsorción

Las arcillas actúan como medios adsorbentes en el tratamiento del agua gracias a su capacidad de retener contaminantes mediante mecanismos de intercambio iónico, adsorción física y química (Zambrano, 2019).

Su uso es eficiente para reducir la concentración de varios contaminantes en el agua entre las principales aplicaciones están:

- Reducción de la dureza del agua: Las arcillas tienen la capacidad de retener mediante la adsorción de iones de calcio y magnesio que originan la dureza de las aguas. Este proceso ayuda a disminuir la formación de incrustaciones y mejora la calidad del agua para el consumo humano y el uso industrial (Millán et al., 2009; Prato et al., 2021, 2022).
- Eliminación de metales pesados: Las arcillas pueden adsorber metales pesados tóxicos como plomo, mercurio, cadmio, zinc y cobre. Esto es crucial para evitar la toxicidad en el agua potable y reducir la contaminación industrial (Prato et al., 2024; Millán et al., 2019; Xu et al., 2016).
- Remoción de contaminantes orgánicos: Las arcillas también son efectivas en la eliminación de compuestos orgánicos como aceites, pesticidas y otras sustancias que pueden estar presentes en el agua residual (Márquez et al., 2020).

2.5 Isotermas de adsorción

Describe la separación de los elementos (moléculas, átomos) de una solución a temperatura constante. Es decir, es la representación de los átomos que han sido adsorbidos sobre una superficie adsorbente en función de los átomos presentes en esta solución lo que resulta ser útil para elaborar un sistema de adsorción (Bejarano y Estrella, 2018).

Existen diversos modelos convencionales que describen a través de ecuaciones empíricas una interpretación fisicoquímica los procesos de adsorción, entre los principales están los siguientes:

2.5.1 Modelo de Langmuir

Es uno de los modelos más comunes y se caracteriza principalmente, porque se lo realiza con un número finito de sitios específicos (locales) con la misma energía de adsorción, además de que, se lo realiza en monocapas, claramente, sin interacción entre las moléculas adyacentes que son adsorbidas. Este procedimiento es inalterable hasta alcanzar un equilibrio en la relación adsorción – desorción (González & Guzmán, 2022). Es decir, supone que la adsorción ocurre en una superficie homogénea con una cantidad finita de sitios de adsorción. Se basa en la suposición de que una vez que un sitio de adsorción está ocupado por una molécula de adsorbato, no puede ser ocupado nuevamente (adsorción en monocapa). Este modelo se lo representa matemáticamente en la Ecuación (1) de la siguiente forma:

$$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad (1)$$

Donde:

q_e = es la cantidad (mg/g) adsorbida cuando se alcanza el equilibrio

q_m = la capacidad máxima de adsorción (mg/g)

C_e = concentración de adsorción (mg/L) cuando la solución se encuentra en equilibrio

K_L = es la constante de Langmuir (L/mg)

2.5.2 Modelo de Freundlich

El modelo de Freundlich tiene su principio en la adsorción en superficies heterogéneas con energías de adsorción diferentes distribuidas en múltiples capas (Prato et al., 2024, Márquez et al., 2020). La Ecuación (2) representa el método de adsorción multicapa de Freundlich:

$$q_e = K_F C_e^{(1/n)} \quad (2)$$

Donde:

q_e = indica la adsorción removida por el adsorbente (su unidad de medida es, cantidad de adsorbato/cantidad de adsorbente)

$1/n$ = relación de intensidad de adsorción

n = factor de heterogeneidad o constante exponencial

K_F = es la constante de equilibrio de Freundlich (L/mg)

C_e = significa la concentración de adsorbato en equilibrio (mg/L)

Hay que tener en cuenta que, si $1/n = 0$ es irreversible; $1/n = 1$ es lineal; $0 < 1/n < 1$ la isoterma es normal; $1/n > 1$ no es recomendable y la isoterma es cooperativa.

Una de las desventajas de este modelo a causa de que la cantidad adsorbida es directamente proporcional a la concentración de presión es que no se puede augurar la saturación del adsorbente ni se produce la reducción, por tal razón, la concentración depende del intervalo de la cantidad de adsorción $1/n$ (Bejarano & Estrella, 2018).

2.5.3 Modelo de Temkin

Este modelo de adsorción representa una distribución uniforme enlace de energías y por la existencia notable de grandes interacciones entre el adsorbato y el adsorbente. Se caracteriza por los siguientes parámetros:

- El calor que es adsorbido disminuye considerablemente de forma lineal considerando la temperatura de adsorción.
- Se toma en cuenta directamente los comportamientos de la solución entre el adsorbente y adsorbato (Gallo & Morales, 2020).

El modelo se representa por la Ecuación (3):

$$q_e = \frac{R \cdot T}{b} \ln(A_T C_e) \quad (3)$$

Donde:

R = tiene un valor de 8.314 J/mol.K y es la constante universal de los gases

T = temperatura de experimentación ($^{\circ}\text{K}$)

b = es una constante adimensional

A_T = constante de enlace en la isoterma de equilibrio (L/g)

2.6 Cinética de adsorción

La cinética es procedimiento, con el cual nos permite encontrar la rapidez con la que las moléculas son adsorbidas por el adsorbente, es decir, evidencia la velocidad con respecto al tiempo que lleva a la eliminación de moléculas de Ca y Mg del agua potable para alcanzar el equilibrio, evaluar correctamente y mejorar el diseño del adsorbente (Bocachica & Moreno, 2022). Generalmente, los modelos Pseudo primer orden, Pseudo segundo orden y el modelo de difusión intraparticular son los más simplificados y utilizados.

2.6.1 Modelo pseudo primer orden

También se lo conoce como modelo de Lagergren en honor a su autor que se refiere, al ion metálico asignado en un sitio de adsorción del material adsorbente, describiendo el

comportamiento del líquido sobre la superficie del material (Pinzón & Vera, 2009). Su expresión matemática se representa en la Ecuación (4).

$$\frac{dq_t}{dt} = k_l(q_e - q_t) \quad (4)$$

Donde:

q_t = indica la cantidad (mg/g) adsorbida sobre un tiempo t.

k_l = es la constante Pseudo de primer orden (min^{-1})

q_e = representa la cantidad por peso unitario del adsorbente (mg/g)

t = tiempo del proceso (min)

2.6.2 Modelo pseudo segundo orden

El presente modelo cinético se encuentra controlado por adsorción química o también quimisorción, es decir, nos indica la remoción de metales preciosos y pesados de un adsorbente en específico. Particularmente se toma en cuenta en el caso de dos o más átomos/moléculas fusionadas para generar una tercera molécula. (Vasco & Betancur, 2014). En la Ecuación (5), se indica el modelo de ecuación de Pseudo de Segundo Orden:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad (5)$$

Donde:

q_t = indica la cantidad (mg/g) adsorbida sobre un tiempo t.

k_2 = es la constante Pseudo de segundo orden ($g/mg * min$)

q_e = representa la cantidad de adsorción por peso unitario (g/mg)

t = tiempo del proceso (min)

2.6.3 Modelo de difusión intraparticular

El presente modelo sucede en un proceso controlado a través de la adsorción en poros, donde la concentración del soluto es directamente proporcional a la velocidad inicial de la difusión intraparticular. Se distingue del resto de modelos, por la relación directa que existe entre la adsorción específica y $\ln\sqrt{t}$, cuya pendiente representa esta velocidad de difusión (Pinzón & Vera, 2009).

La representación matemática de este modelo se muestra en la Ecuación (6):

$$q_t = k_{id}t^{1/2} + C \quad (6)$$

Donde:

k_{id} = es la constante de velocidad del proceso de difusión intraparticular ($mg/g * min$)

t = tiempo (min)

C = constante acerca del espesor de la capa límite (mg/g)

CAPÍTULO III. METODOLÓGÍA

3.1 Tipo de investigación

Esta investigación adopta un enfoque práctico en base a la naturaleza de la información, llevando a cabo pruebas experimentales con diferentes variables en las instalaciones del Laboratorio de Servicios Ambiental y Ciencias Químicas de la Universidad Nacional de Chimborazo (UNACH). Lo que quiere decir, que se manejó deliberadamente la variable experimental, para determinar parámetros de dureza bajo condiciones controladas. De esta forma, se logró evidenciar las causas y efectos del presente trabajo de titulación.

El trabajo investigativo tuvo como fin, analizar el efecto del pH del medio en la reducción de la dureza del agua mediante el uso de lechos de adsorción preparados con arcilla de Santa Ana del cantón Guamote, lo que permitió evaluar la capacidad del material para adsorber los excedentes iones de calcio y magnesio presentes en el solvente (agua), que dependen de la manipulación de variables como: masa del lecho, pH, caudal, proceso de activación, entre otras; con el objetivo de analizar/evaluar el tiempo y cantidad del proceso de adsorción de los lechos naturales y activados.

3.2 Diseño de investigación

La importancia del diseño de una investigación es buscar la metodología, mediante un conjunto de acciones dirigidas a resolver la formulación del problema de investigación. De tal forma que se verifique el planteamiento teórico del problema, a partir de información académica fiable, teniendo en cuenta sus objetivos, el análisis cuantitativo, la interpretación y discusión de los resultados (Leyva & Haza, 2020).

3.2.1 Diseño de la investigación bibliográfica

En este apartado, se procedió a realizar la fundamentación y descripción conceptual/teórica del tema, basado en la literatura bibliográfica (libros, artículos, tesis, entre otros), lo que ayudó a observar hechos y esquemas, permitiendo utilizar la terminología propia de la ciencia investigativa y poder demostrar conocimiento y dominio del tema.

3.2.2 Diseño de investigación de campo

Para este caso, se implementó este tipo de investigación porque, se recolectó el material litológico oxídico, es decir, la arcilla de Santa Ana, que luego de elaborar los lechos con este elemento, se procedió a realizar pruebas de laboratorio.

3.2.3 Diseño de investigación experimental

En esta fase, se realizaron pruebas experimentales en el Laboratorio de la UNACH mediante variables controladas (masa del material, pH), de esta forma se determinó y evaluó cuantitativamente la capacidad de adsorción de iones calcio y magnesio del agua natural.

3.3 Técnicas de recolección de datos

Estas técnicas de recolección de datos incluyen métodos, formas y actividades que permite al investigador receptar la información necesaria y verídica para dar una respuesta al problema y alcanzar los objetivos planteados (Martínez, 2022). De entre las técnicas más comunes se utilizaron:

3.3.1 Revisión bibliográfica

Se revisaron diferentes fuentes bibliográficas, por mencionar algunas: tesis, libros, artículos científicos, representaciones gráficas etc., toda esta base documental se inspeccionó siempre comparándola con temas específicos relacionados con la investigación como, parámetros físico-químicos del agua, contaminación del agua, valores y métodos de medición de la dureza del agua, intercambio iónico, propiedades y tipos de adsorción, entre otros., así, se pudo seleccionar las fuentes más relevantes y realizar una sistematización y síntesis de cada apartado.

3.3.2 Observación directa

Se aplicó una observación directa de los ensayos de evaluación de dureza del agua con arcilla realizados en la parte experimental; esto proporcionó datos que fueron comparados con la revisión bibliográfica y finalmente se tabularon, realizando un análisis comparativo con cada representación gráfica de los procesos de adsorción de los lechos.

3.3.3 Análisis de datos descriptivo

El propósito de este análisis es detallar, diferenciar y comparar los datos investigativos en la revisión bibliográfica (resultados de previas investigaciones) con los resultados que se obtuvieron de nuestra muestra usando valores característicos y representándolos mediante gráficos y tablas realizadas en Excel, esto quiere decir que, este análisis se refiere a las variables controladas y sus características.

3.4 Población de estudio y tamaño de la muestra

En esta sección, se indica la forma en que se estudió la población y la estrategia para seleccionar un tamaño de muestra de arcilla ideal.

3.4.1 Población

Para la presente investigación, la población de estudio corresponde a todo el material oxídico, tipo arcilla) existente en el país, Ecuador.

3.4.2 Tamaño de la muestra

Se utilizaron 100 kg de arcilla recolectados directamente de la provincia de Chimborazo, cantón Guamote en la comunidad de Santa Ana, que posteriormente fueron analizados en Laboratorio.

3.5 Procesos de la investigación

El estudio se desarrolló en cinco fases distintas. A continuación, se ofrece una descripción detallada de cada una, abordando métodos específicos para proporcionar una comprensión completa del proceso investigativo.

3.5.1. Fase I. Preparación de lechos

3.5.1.1. Etapa 1. Recolección del material litológico oxídico (arcilla)

Para la recolección de muestras del material litológico, proveniente de Santa Ana, cantón Guamote, se empleó un GPS utilizando el sistema de referencia WGS84 y la proyección UTM-Zona 17S, lo cual permitió obtener las coordenadas exactas del lugar a extraer la arcilla (Tabla 4, Figura 1), mediante el uso de una pala, se recolectaron 100 kg de material, y se almacenó en bolsas plásticas etiquetadas de 25 g.

Tabla 4. Coordenadas de extracción del material

	Coordenada X	Coordenada Y
Punto	756875.10	9785697.10

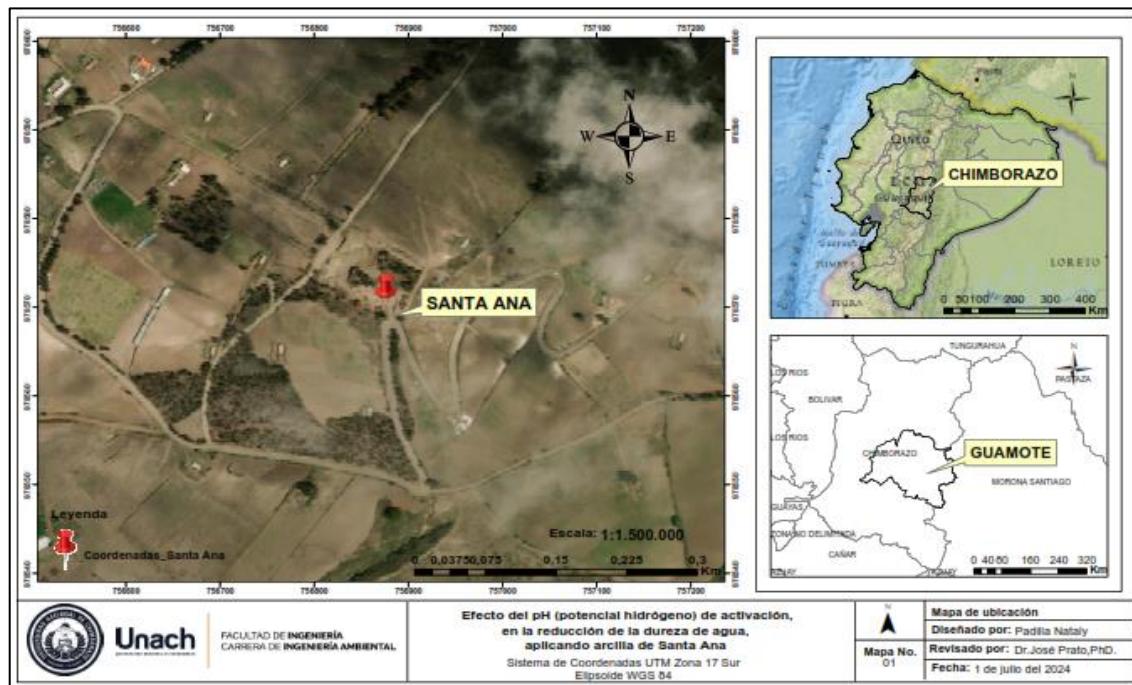


Figura 1. Ubicación geográfica del sitio de recolección del material litológico

3.5.1.2. Etapa 2. Preparación de lechos a partir de la arcilla

La elaboración de los lechos se llevó a cabo mediante la metodología descrita en el diagrama presentado en la Figura 2, y fue implementada de acuerdo con las siguientes especificaciones:

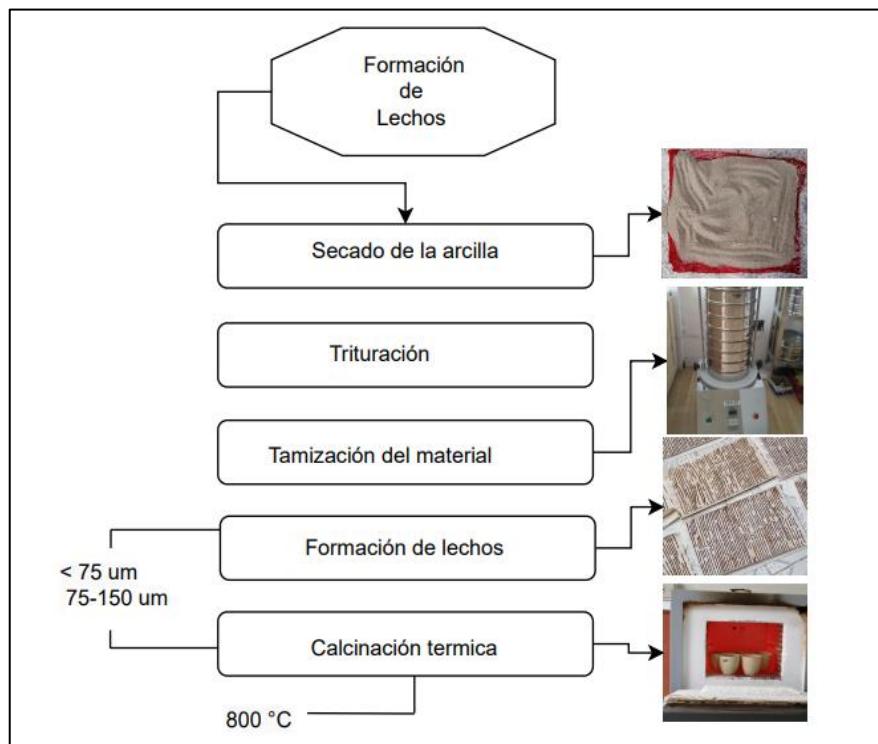


Figura 2. Proceso de preparación de lechos

En base a la Figura 2, las muestras recolectadas fueron sometidas a un proceso de secado a temperatura ambiente durante un periodo de 48 h. Posteriormente, las arcillas fueron trituradas utilizando un martillo de goma hasta alcanzar una reducción de tamaño considerable.

El material resultante fue sometido a tamizado mediante el equipo tamiz BIOBASE modelo BK-TS200 del Laboratorio de Servicios Ambientales durante 5 min, con el propósito de excluir el material grueso y trabajar específicamente con la muestra de arcilla comprendidas entre los siguientes tamaños: < 75 μm y entre 75 a 150 μm de diámetro.

A partir de las fracciones finas obtenidas, se elaboró una masa homogénea y moldeable con la adición de agua. La masa de arcilla se dispuso en una jeringuilla con un volumen de 20 mL, y mediante extrusión se formaron tiras sobre una superficie plana, las cuales fueron posteriormente cortadas en forma de cilindros de 0.5 y 1.5 mm de longitud y se dejaron secar durante 24 h a temperatura ambiente.

En la fase final del proceso, las muestras fueron sometidas a calcinación térmica a una temperatura de 800 °C durante 8 h, utilizando crisoletas cerámicos a través del equipo Mufla Thermolyne FB1410M, Thermo Scientific, con el objetivo de conferir a los lechos una consistencia sólida, insoluble y estable en entornos líquidos (ver Anexo 1).

3.5.2. Fase II. Pruebas de adsorción

3.5.2.1. Etapa 1. Instalación de columnas de adsorción

Para la instalación de las columnas de adsorción, se implementó el diseño representado en la Figura 3, el cual se explica en detalle a continuación.

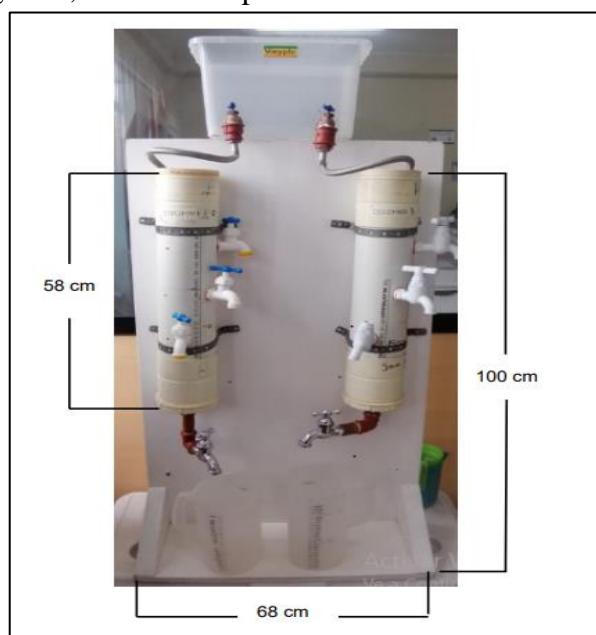


Figura 3. Columnas de adsorción

De acuerdo con la Figura 3, se instaló un conjunto de dos tubos de PVC, cada uno con una longitud de 58 cm y un diámetro de 14 cm, empotrada a una estructura o tabla tríplex que mide 100 cm de largo y 68 cm de ancho. Esto se hizo para proporcionar soporte a los tubos, que se denominó columna A y B a los cuales se incorporaron válvulas de bola para regular el caudal de agua saliente. En el extremo de cada tubo, se instaló una malla metálica de 11 cm de diámetro para evitar la expulsión de partículas no deseadas (ver Anexo 2).

3.5.2.2. Etapa 2. Pruebas de adsorción con lecho natural

Se analizó el efecto de la masa en el sistema de adsorción empleando los lechos adsorbentes de dos tamaños: inferior a 75 μm y entre 75-150 μm ; se prepararon ocho tipos de ensayos de adsorción, donde las masas oscilaron desde 200 g hasta 1600 g . En la Tabla 5 se detallan los sistemas de adsorción estudiados.

Tabla 5. Codificación de sistemas de filtración basadas en lechos naturales

Ítem	Código de lechos de <75 μm	Código de lechos de 75- 150 μm	Especificación
1	2C	2D	200 g de lechos contenidos en una bolsa de malla.
2	4C	4D	400 g de lechos contenidos en dos bolsas de malla de 200 g .
3	6C	6D	600 g de lechos contenidos en tres bolsas de malla de 200 g .
4	8C	8D	800 g de lechos contenidos en cuatro bolsas de malla de 200 g .
5	10C	10D	1000 g de lechos contenidos en cinco bolsas de malla de 200 g .
6	12C	12D	1200 g de lechos contenidos en seis bolsas de malla de 200 g .
7	14C	14D	1400 g de lechos contenidos en siete bolsas de malla de 200 g .
8	16C	16D	1600 g lechos contenidos en ocho bolsas de malla de 200 g .

Cada ensayo se realizó con 16 L de agua, y se estableció un caudal tanto de entrada como de salida de 10 mL/s.

Se tomó una alícuota de 3 mL de muestra en intervalos específicos de volumen: 50; 100; 200; 400; 600; 800; 1000; 1500; 2000; 2500; 3000; 3500; 4000; 5000; 6000; 8000; 10000; 12000; 14000; 16000 mL, y se transfirió a vasos plásticos etiquetados.

Después, se realizó la titulación complejométrica con fenolftaleína como indicador y una solución de EDTA 0.01 N como agente titulante. Se continuó hasta observar el cambio de color de púrpura a celeste. Todas las pruebas se realizaron por duplicado para mejorar la precisión de los datos obtenidos (ver Anexo 3).

Para determinar la concentración de dureza adsorbida por el medio filtrante, se utilizó la Ecuación (7).

$$\text{Dureza total mg C}_a\text{CO}_3 = \frac{\text{mg}_{\text{EDTA}} * N_{\text{EDTA}} * 50000}{V_{\text{muestra}}} \quad (7)$$

Donde:

mg_{EDTA} = Volumen de EDTA gastado (mL).

N_{EDTA} = Normalidad del EDTA (0.01 N)

V_{muestra} = Volumen de muestra utilizado (mL).

3.5.3 Fase III. Efecto del pH en la adsorción

3.5.3.1. Etapa 1. Activación de los lechos

Para iniciar la activación de los lechos naturales, se prepararon soluciones diluidas de NaOH y HCl a diferentes pH: ácido (2.71) y alcalino (12.28 y 9.58). Una vez listas las soluciones, se introdujo el sistema de adsorción 16C (que contenían 1600 g de lechos de < 75 μm) en la columna A. Posteriormente, se percoló 20 L de las soluciones preparadas utilizando un caudal constante de 10 mL/s.

Para determinar la cantidad de NaOH adsorbido por los lechos, se utilizó HCl 0.01N como titulante, añadiendo 1 gota de fenolftaleína como indicador, observando el cambio de color de rosado a transparente.

De manera similar, para medir la concentración adsorbida de HCl, se empleó NaOH como titulante, utilizando nuevamente fenolftaleína como indicador y valorando hasta que la solución cambiara de transparente a rosado. Una vez finalizado el procedimiento, se lavaron los lechos con agua destilada, eliminando así el exceso de base o ácido del material (ver Anexo 4).

3.5.3.2. Etapa 2. Reducción de la dureza del agua

La reducción de la dureza del agua se llevó a cabo utilizando la misma metodología descrita en la Fase III, Etapa 1, pero esta vez con agua del grifo. Se empleó los tanto lechos naturales como activados en la columna A, estableciendo un flujo continuo a una velocidad constante de 10 mL/s tanto en la entrada como en la salida de la columna.

3.5.4 Fase IV. Evaluación de isotermas de adsorción

Para evaluar las isotermas de adsorción, se emplearon tres modelos: Langmuir, Freundlich y Temkin. Estos modelos son los principales que se usan para describir la

capacidad de un soluto de adsorberse en sólidos bajo condiciones de temperatura y presión constantes. El procedimiento seguido se reporta en la Figura 4.

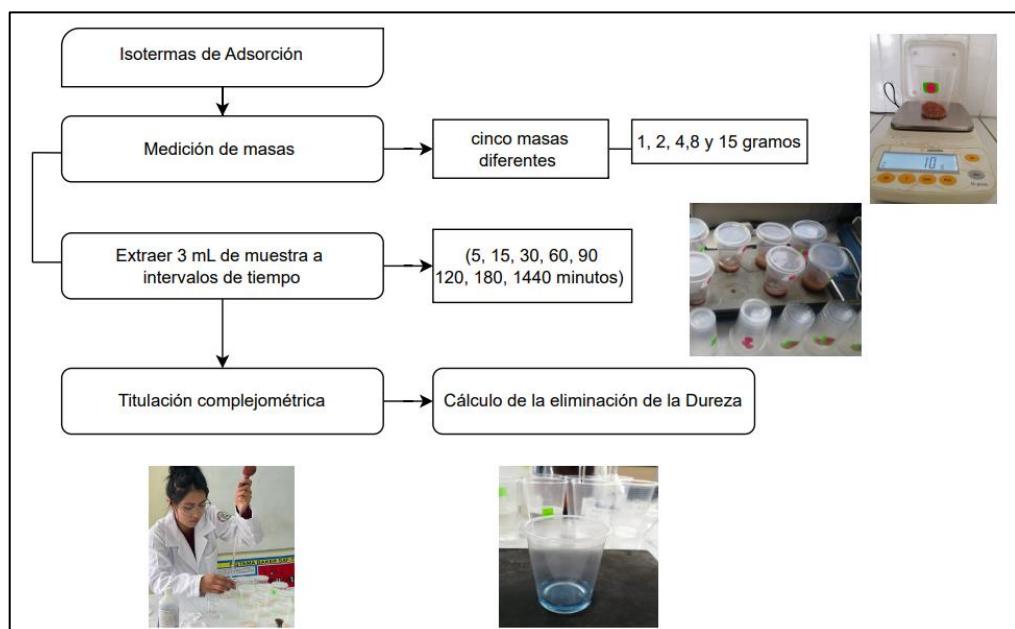


Figura 4. Proceso para la evaluación de las isoterma de adsorción

Se realizaron experimentos de adsorción de dureza utilizando el material $< 75 \mu\text{m}$, empleando tanto lechos naturales como activados a distintos valores de pH. Para estos ensayos, se utilizaron cinco masas diferentes (1, 2, 4, 8 y 15 g), las cuales se colocaron en recipientes plásticos con tapas debidamente etiquetadas. Posteriormente, se añadió a cada vaso un volumen de agua natural de 80 mL, la mezcla se mantuvo en constante movimiento a través de un agitador magnético y una plancha de agitación. Se realizaron mediciones de la dureza en equilibrio a intervalos de tiempo de 15, 30, 60, 90, 120, 180 y 1440 min.

Posterior a los tiempos establecidos se tomó 3 mL de cada vaso, y se determinó la dureza total por valoración ácido-base empleando: fenolftaleína como indicador y EDTA 0.01 N como agente titulante, hasta obtener un cambio de color de purpura a celeste, las mediciones se realizaron por duplicado.

Para analizar las isotermas de adsorción se graficaron los datos experimentales obtenidos realizando una regresión lineal y el cálculo de las constantes de los modelos de adsorción (Freundlich, Langmuir y Temkin), con el fin de identificar cuál de las ecuaciones de isoterma se ajusta mejor al proceso de adsorción de iones de calcio y magnesio, basándose en el coeficiente de linealización (R^2) más elevado (Gallo & Morales, 2020).

En la Ecuación (8) se presenta el modelo de isoterma de Freundlich en su forma lineal, lo que permite el cálculo de las constantes k_F y $1/n$.

$$\log_{10}(q_e) = \log_{10}(k_F) + \frac{1}{n} \log_{10}(C_e) \quad (8)$$

Donde:

$\log_{10}(q_e)$: es la variable dependiente (Y)

$\log_{10}(C_e)$: es la variable independiente (X)

$1/n$: es la pendiente de la recta

$\log_{10}(k_F)$: es la intersección con el eje Y

La ecuación lineal del modelo de Langmuir se representa de la siguiente manera:

$$\frac{1}{q_e} = \left[\frac{1}{K_L q_m} \right] \frac{1}{C_e} + \frac{1}{q_m} \quad (9)$$

Donde:

$\frac{1}{q_e}$: es el valor de la pendiente (Y)

$\frac{1}{C_e}$: es la variable independiente (X)

$\frac{1}{q_m}$: es la intersección con el eje Y

$\left[\frac{1}{K_L q_m} \right]$: es el valor de la pendiente

La ecuación lineal del modelo de Temkin se deriva de su forma original resultando la Ecuación (10)

$$q_e = B_T \ln(A_T) + B_T \ln(C_e) \quad (10)$$

Donde:

q_e : es la variable dependiente (Y).

$\ln(C_e)$: es la variable independiente (X).

B_T : es la pendiente de la recta.

$B_T \ln(A_T)$: es la intersección con el eje Y.

3.5.5 Fase VI. Evaluación de cinética del proceso de adsorción

Para estudiar la cinética de adsorción de dureza, se empleó la misma metodología descrita para las isotermas, detallada en la Fase IV, bajo las mismas condiciones de tiempo especificadas en el proceso de evaluación de isotermas, no obstante, en este estudio se emplearon exclusivamente tres pesos (4, 8 y 15 g).

Se utilizaron los modelos cinéticos de pseudo primer y segundo orden y difusión intraparticular para ajustar los datos obtenidos en el estudio, con el objetivo de identificar el modelo cinético óptimo basado en el coeficiente de linealización (R^2) más elevado.

El análisis de la ecuación lineal del modelo de pseudo primer orden Ecuación (11) es importante para determinar la constante, k_1 que es la constante de velocidad de adsorción.

$$\log_{10}(q_e - q_t) = \log_{10}(q_e) - \left(\frac{k_1}{2.303} \right) t \quad (11)$$

La ecuación lineal del modelo de pseudo segundo orden, está representada mediante la Ecuación (12):

$$\frac{t}{q_t} = \left(\frac{1}{q_e} \right) t - \left(\frac{1}{k_2 q_e^2} \right) \quad (12)$$

La Ecuación (13) describe el modelo lineal de difusión intraparticular y permite calcular la constante de velocidad cinética (K_i) y la constante (C_e).

$$q_t = K_i t^{0.5} + C_e \quad (13)$$

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Proceso de adsorción con lecho natural

Se presentan los resultados del estudio sobre el efecto de la masa en el proceso de adsorción de la dureza del agua, utilizando materiales tamizados en dos fracciones: menores de $75 \mu\text{m}$ y entre 75 y $150 \mu\text{m}$. Se evaluaron diferentes masas, que variaron desde 200 g hasta 1600 g , tal como se detalló en la Tabla 5.

4.1.1. Análisis del efecto de la masa con lecho de $< 75 \mu\text{m}$

La Figura 5 muestra los resultados de remoción de los iones calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) con el material adsorbente tamizado a menor tamaño, evidenciando su capacidad de adsorción de la dureza del agua en su estado natural.

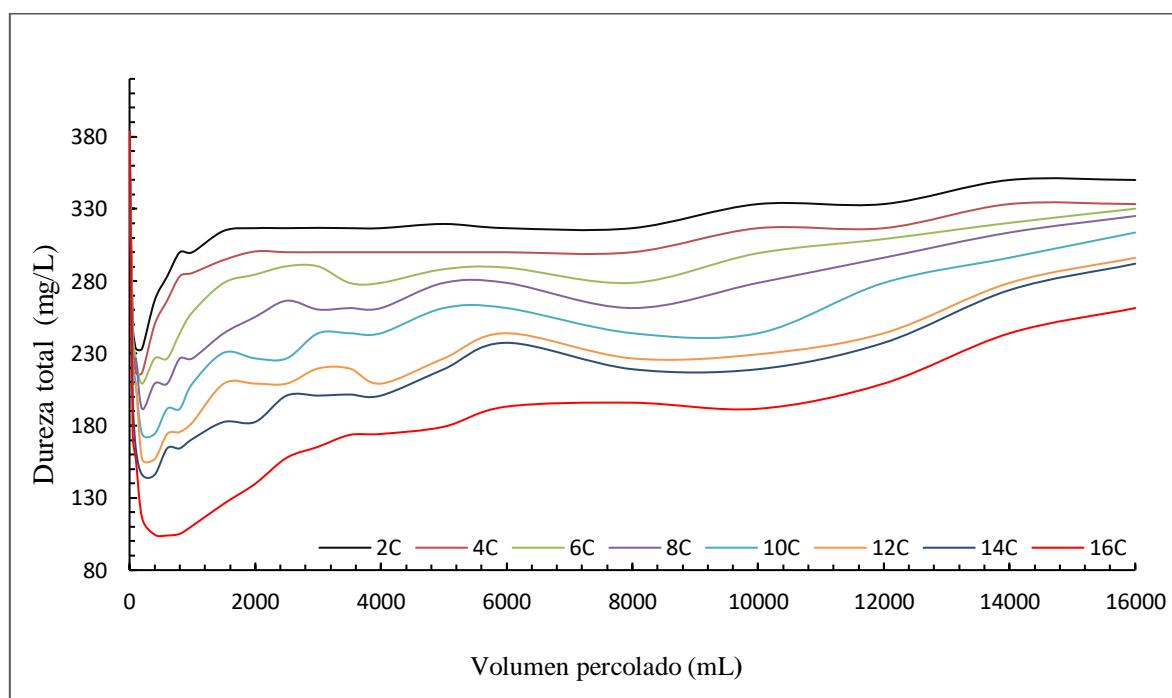


Figura 5. Efecto de la masa en la retención de la dureza del agua empleando lechos naturales de $< 75 \mu\text{m}$

En la Figura 5 inicialmente, se observa una rápida retención de la dureza sobre los lechos de adsorción, en el caso del sistema 2C, la concentración inicial de $383.33 \text{ mg/L CaCO}_3$ disminuye a 233.33 mg/L de CaCO_3 , sin embargo, en los primeros 200 mL percolados, inicia una pérdida en la capacidad de adsorción debido a la saturación progresiva de la superficie de los lechos.

Un patrón similar se observa en las curvas 4C y 6C, donde disminuye la concentración de 383.33 mg/L de CaCO_3 a 216.67 mg/L y 209.09 mg/L respectivamente, para empezar lentamente la saturación del sistema de adsorción a los 200 mL filtrados. Las

curvas 12C y 14C indican una adsorción superior, reduciendo su concentración a 156.82 mg/L y 146.03 mg/L de CaCO₃ respectivamente, con 400 mL percolados, mientras que la curva 16C muestra una mayor eficiencia de adsorción de dureza, disminuyendo su concentración a 110.66 mg/L de CaCO₃ con 1000 mL filtrados.

La Figura 6 indica la comparación de la eficiencia de adsorción de la dureza en porcentaje de los lechos < 75 µm, para cada una de las masas empleadas en el estudio.

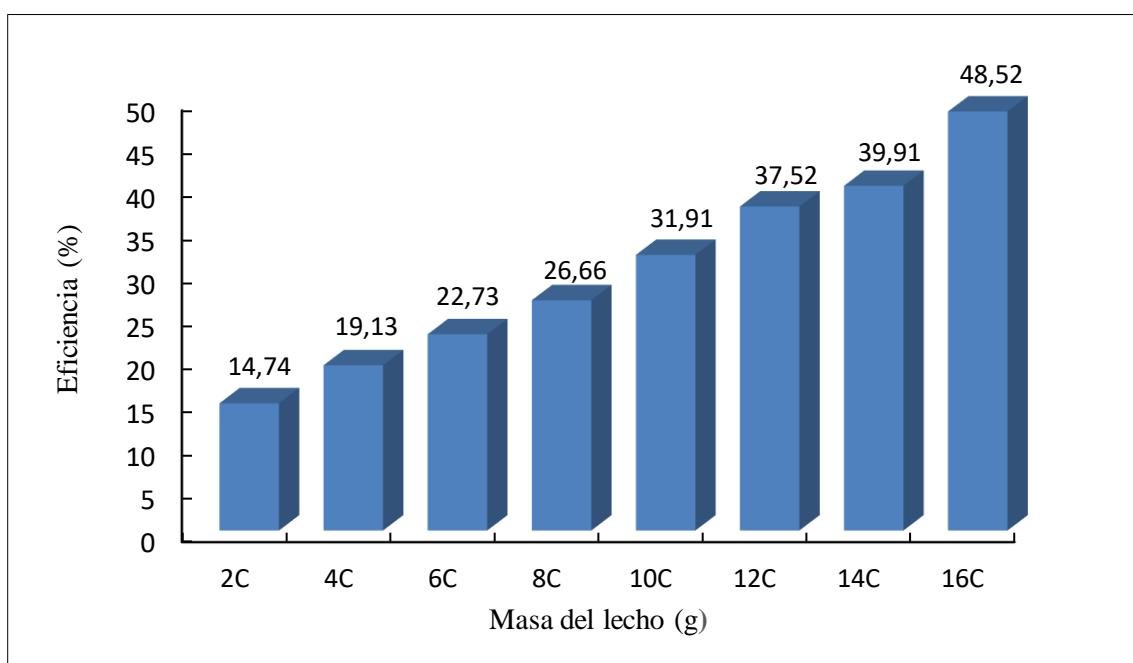


Figura 6. Eficiencia de remoción de la dureza con sistemas naturales de adsorción en lechos de <75 µm

La Figura 6 muestra que el sistema de adsorción 16C con 1600 g de lechos naturales tiene mayor eficiencia en la adsorción de la dureza del agua, alcanzando un 48.52 %. Esta eficiencia superior en comparación con otras masas de lechos se debe a la relación proporcional entre la adsorción y la cantidad de masa empleada, es decir, que una mayor superficie y disponibilidad de sitios activos contribuye a un proceso de adsorción más eficiente (Zhou et al., 2019).

4.1.3. Análisis del efecto de la masa con lecho entre 75-150 µm

La Figura 7 presenta los resultados de la adsorción de la dureza total del agua al emplear los lechos de tamaño entre 75-150 µm, al evaluar la influencia del contenido de masa en los sistemas de adsorción.

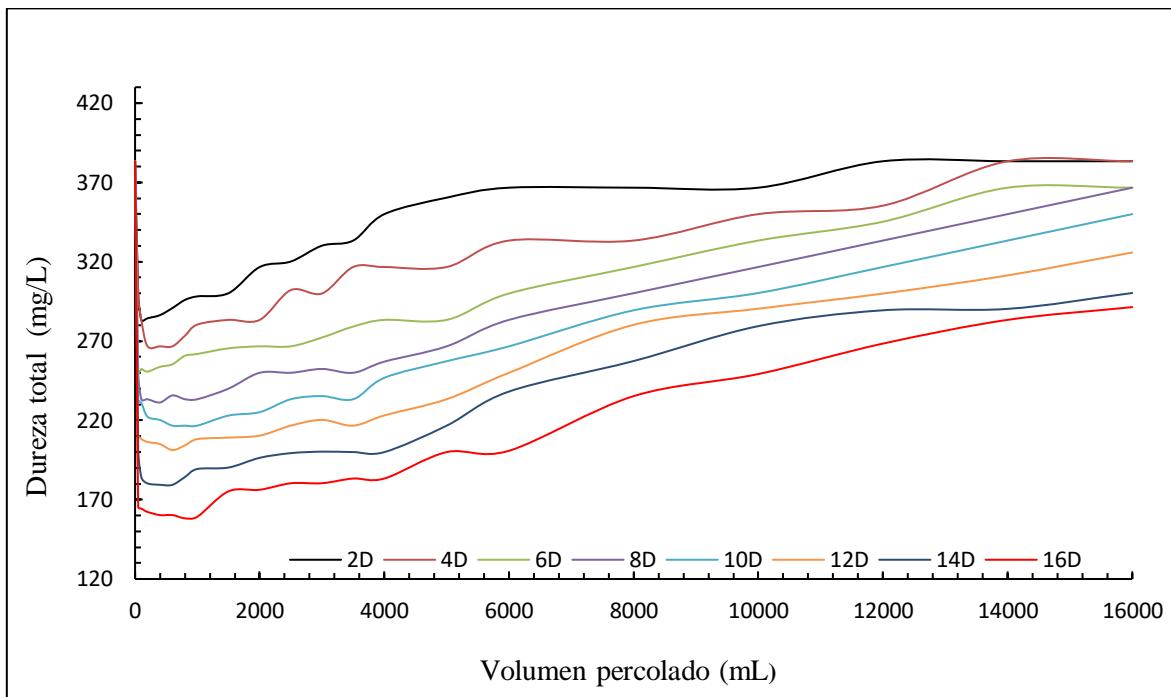


Figura 7. Efecto de la masa en la retención de la dureza del agua empleando lechos naturales de 75-150 μm

Como se muestra en la Figura 7, el análisis de la curva 2D indica que la concentración inicial de 383.33 mg/L de CaCO_3 , desciende a 283.33 mg/L de CaCO_3 , comenzando una saturación progresiva de los lechos tras filtrar 100 mL de volumen. Por otro lado, al incrementarse la masa del medio de adsorción aumenta progresivamente la retención de la dureza del agua, en la curva 6D se observa una reducción inicial hasta 250.72 mg/L de CaCO_3 empezando la saturación de los lechos a los 200 mL de agua percolada.

Las curvas 8D y 10D empieza a perder su capacidad de adsorción al percolar 400 mL, disminuyendo su concentración de partida de 383.33 mg/L a 231.26 mg/L y 220.20 mg/L, respectivamente. Por otro lado, las curvas 12D y 14D muestran un comportamiento similar llegando a perder su capacidad máxima de retención a los 600 mL percolados, reduciendo la dureza inicial del agua a niveles de 201.28 y 179.36 mg/L, respectivamente. Finalmente, la curva 16D muestra una mayor capacidad de adsorción al reducir la concentración inicial hasta 158.24 mg/L, y el sistema comienza a saturarse a partir de los 800 mL.

La Figura 8 ilustra la comparación de la eficiencia de adsorción de la dureza, al usar los sistemas con los lechos entre 75-150 μm , para cada una de las masas utilizadas en el estudio.

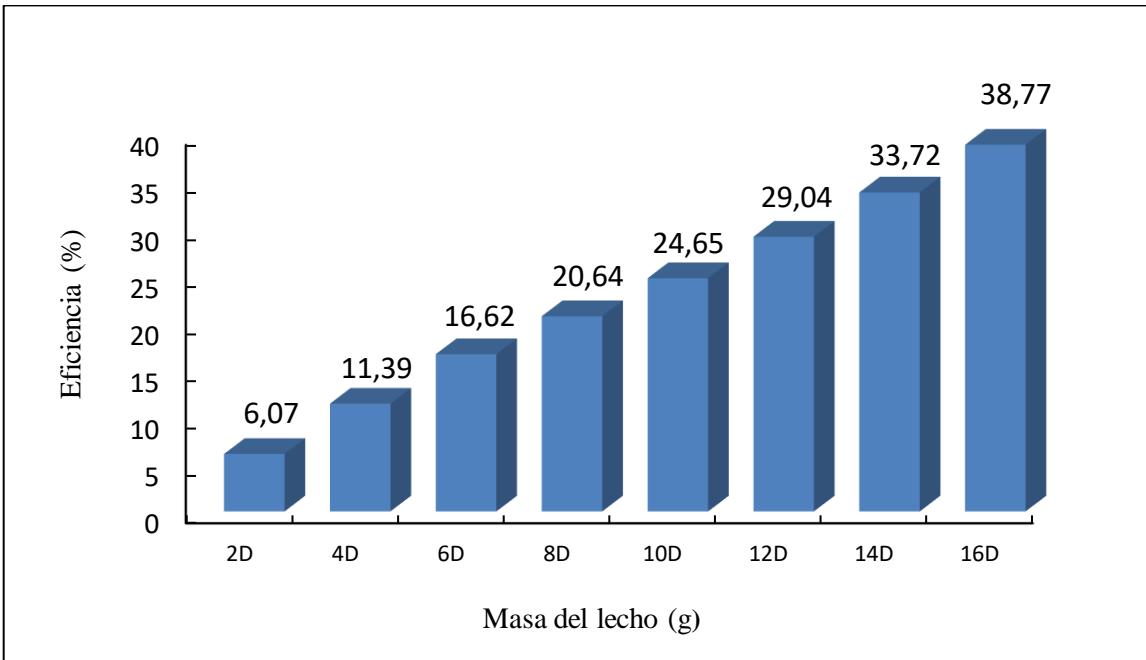


Figura 8. Eficiencia de remoción de la dureza con sistemas naturales de adsorción en lechos de 75-15 μm

Como muestra la Figura 8, al incrementarse la masa en sistema de adsorción, se obtiene un aumento progresivo en la efectividad de adsorción de dureza, el material litológico 16D, con una masa de 1600 g alcanza el mayor valor (38.77%). Sin embargo, este porcentaje de eficiencia es inferior al del material 16C, que logra una eficiencia del 48.52%. Esto se debe a que las partículas más pequeñas tienen una mejor dispersión en el medio acuoso, lo que incrementa la probabilidad de interacción entre las partículas de arcilla y los iones responsables de la dureza (Prato et al., 2021).

Estos hallazgos son consistentes con lo reportado por Millán et al., (2019), quienes confirmaron que el rendimiento en la eliminación de la dureza del agua está relacionado con características fisicoquímicas como el tamaño de partícula, que influye en el proceso de adsorción. Además, al emplearse diferentes fracciones, las fases activas en los lechos de adsorción pueden diferir, por lo tanto, se pueden obtener diversos rendimientos al cambiar la fracción de tamizado en lecho.

La arcilla de tamaño menor a 75 μm adsorbe mejor la concentración de dureza del agua en comparación con la arcilla de tamaño entre 75-150 μm , la cual exhibe una menor capacidad de retención en los ocho casos estudiados, debido a que las partículas más pequeñas ofrecen una mayor área superficial en relación con su volumen. Esto proporciona más sitios activos disponibles para la adsorción de iones de calcio y magnesio. Además, las partículas más pequeñas permiten una mayor eficiencia de contacto, mejorando la interacción y el contacto entre el agua y el adsorbente, lo que mejora la eficiencia del proceso de adsorción (Prato, et al., 2021).

4.2. Proceso de adsorción a diferentes pH

Se exponen los resultados del análisis del impacto del pH en el proceso de adsorción de la dureza del agua utilizando el sistema de adsorción 16C (1600 g), el cual está compuesto por un lecho de partículas menores de 75 μm , y fue el sistema que presentó la mayor capacidad de adsorción, en las pruebas de retención empleando los materiales a pH neutro o lechos naturales.

4.2.1. Activación de lechos con relación al pH

El material filtrante fue activado mediante el uso de soluciones diluidas de NaOH y HCl, ajustadas a tres (3) valores de pH: ácido (2.71) y alcalinos (12.28 y 9.58). La Figura 9 reporta los resultados obtenidos en la retención de las cargas positivas y negativas al ser tratados con NaOH y HCl.

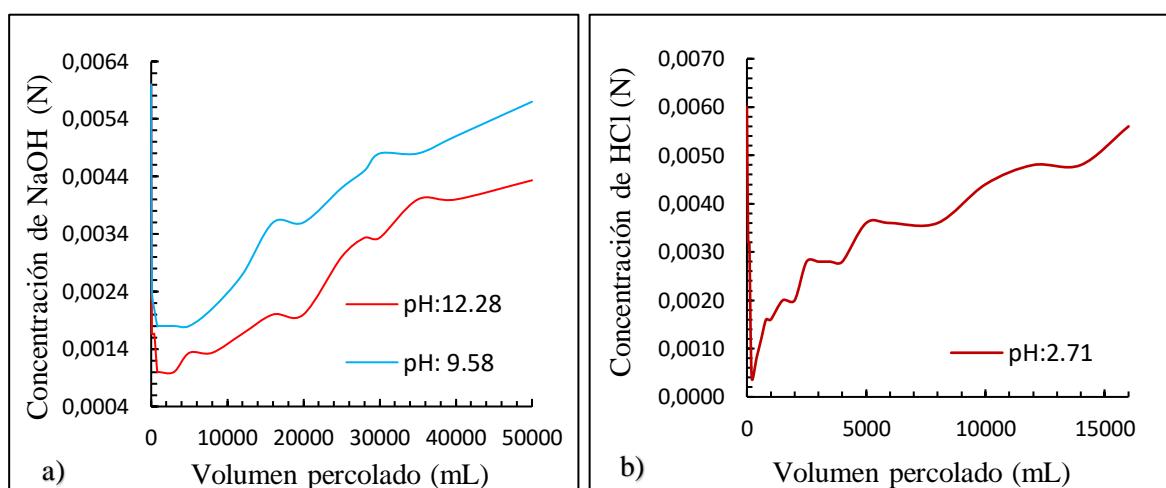


Figura 9. Curvas de activación de lechos a diferente pH
a) básico, b) ácido

La Figura 9 muestra los procesos de activación ácida y básica del sistema de adsorción 16C, donde se evidencia una disminución en las concentraciones de NaOH y HCl en las soluciones activadoras al inicio del proceso de experimentación, lo que demuestra la captura de iones tanto positivos como negativos por el medio adsorbente. Esta captura de cargas opuestas confirma que el comportamiento de carga variable del material según el pH del medio, especialmente debido a la presencia de óxidos metálicos anfóteros (Prato et al., 2024).

No obstante, la captura de iones positivos ocurre de manera más rápida que la de iones negativos, debido a la carga superficial negativa que atrae electrostáticamente a los cationes, junto con la capacidad de intercambio catiónico de los lechos, tal como indican Prato et al. (2021).

4.2.1. Eficiencia de adsorción con lechos activados a diferentes pH

Después de activar el sistema de adsorción 16C con soluciones NaOH y HCl, se evaluó la reducción de la dureza del agua natural, observándose que la retención de la concentración de iones de calcio y magnesio presentes en el agua depende del pH (Figura 10).

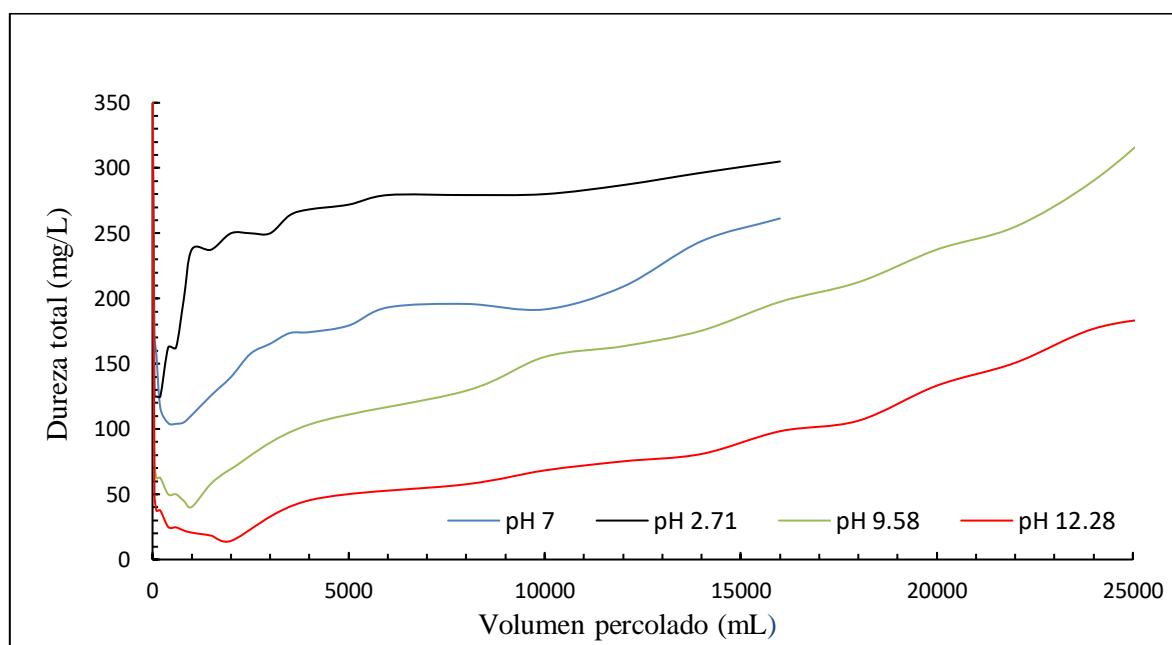


Figura 10. Efecto del pH en el proceso de adsorción de la dureza del agua con lechos de <75 um

El lecho activado a pH ácido evidencia la menor capacidad de adsorción, su curva muestra una concentración inicial de 383.33 mg/L de CaCO₃, que desciende a 125.00 mg/L después de percolar 200 mL. No obstante, tras este volumen filtrado, el lecho comienza a saturarse rápidamente, debido a que los lechos activados a pH 2.71 incrementa la densidad de iones positivos presentes en el sistema de adsorción provocando la repulsión electrostática entre el adsorbente y el adsorbato (Márquez et al., 2020).

En contraste, la curva de lechos activados a un pH alcalino de 9.58 indica una mayor eficiencia en la adsorción, disminuyendo la concentración de dureza de 383.33 mg/L a 40.29 mg/L, perdiendo capacidad de adsorción con un volumen de percolación de 1000 mL. En cuanto a la curva de lechos activados a pH 12.28 muestra la eficiencia superior de adsorción reduciendo la concentración inicial hasta 14.28 mg/L de CaCO₃, con un volumen filtrado de 2000 mL. Esta alta capacidad para adsorber dureza se atribuye a la predominancia de las cargas OH⁻, que cargan la superficie del lecho negativamente, aumentando así su afinidad por la retención de iones positivos de la dureza (Millán et al., 2009, 2014).

La Figura 11 ilustra la comparación de la eficiencia de adsorción de la dureza, expresada en porcentaje de los lechos activados a diferentes pH utilizadas en el estudio.

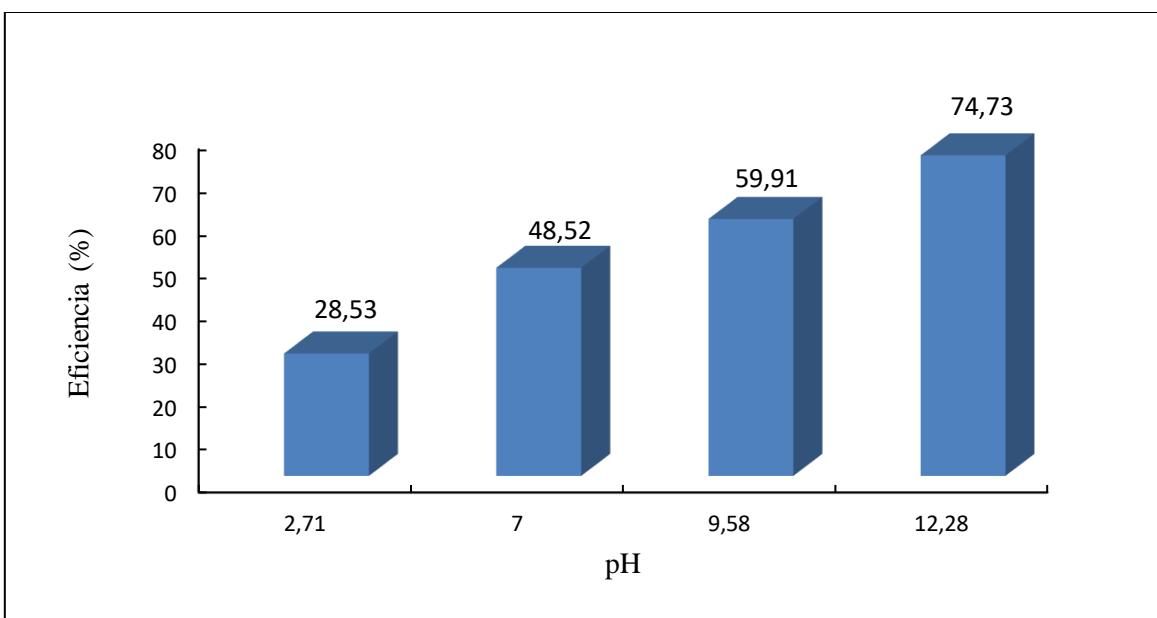


Figura 11. Eficiencia de adsorción de la dureza natural con lechos a diferentes pH

Se observa una mayor eficiencia en la adsorción de la dureza del agua con el sistema de adsorción 16C activado en condiciones de pH alcalino de 9.58 y 12.28. No obstante, el pH 12.28 mostró una eficiencia superior en la eliminación de la dureza, alcanzando un 74.73%, mientras que el pH 9.58 logró una eficiencia del 50.91%, apenas un 2.39% más alta en comparación con la eficiencia del lecho natural, que fue del 48.52%. Esto sugiere que un pH de activación más alto resulta en un proceso de adsorción más eficiente debido a la generación de una mayor densidad de carga negativa sobre la superficie del lecho de adsorción, favoreciendo en el efecto de carga electrostática en el proceso de remoción de iones disueltos en el agua, a medida que el lecho adquiere cargas negativas, su capacidad para retener cationes aumenta (Prato et al., 2024, 2022; Vega et al., 2018).

Por el contrario, cuando se utilizan los lechos activados a un pH ácido de 2.71, se observa una menor eficiencia de adsorción, alcanzando solo el 28.53%. Esto se debe a que la activación a pH ácido altera la superficie de la arcilla, transformando los sitios del lecho en neutros o con carga positiva, lo que disminuye su capacidad para atraer los iones responsables de la dureza (Millán et al., 2009; Bourikas et al., 2014; Zhao et al., 2016).

4.3. Análisis del equilibrio de adsorción en distintos niveles de pH

Se exponen los resultados del estudio de las isotermas y cinética de adsorción empleando en cada caso tres modelos matemáticos más comunes en sistemas líquido-sólido, identificando las ecuaciones matemáticas más apropiadas para describir el proceso de adsorción.

4.3.1. Estudio de isotermas de adsorción

Para el estudio de isotermas de adsorción se realizó el ajuste lineal utilizando las ecuaciones de Langmuir, Freundlich y Temkin. La Figura 12, muestra los resultados de las isotermas de adsorción a un pH de 2.71. Los modelos de Freundlich y Langmuir presentan un mejor ajuste a los datos experimentales, con un coeficiente de correlación (R^2) de 0.98 para los dos casos, en contraste con el modelo de Temkin, que presenta un menor coeficiente de correlación (R^2) de 0.81.

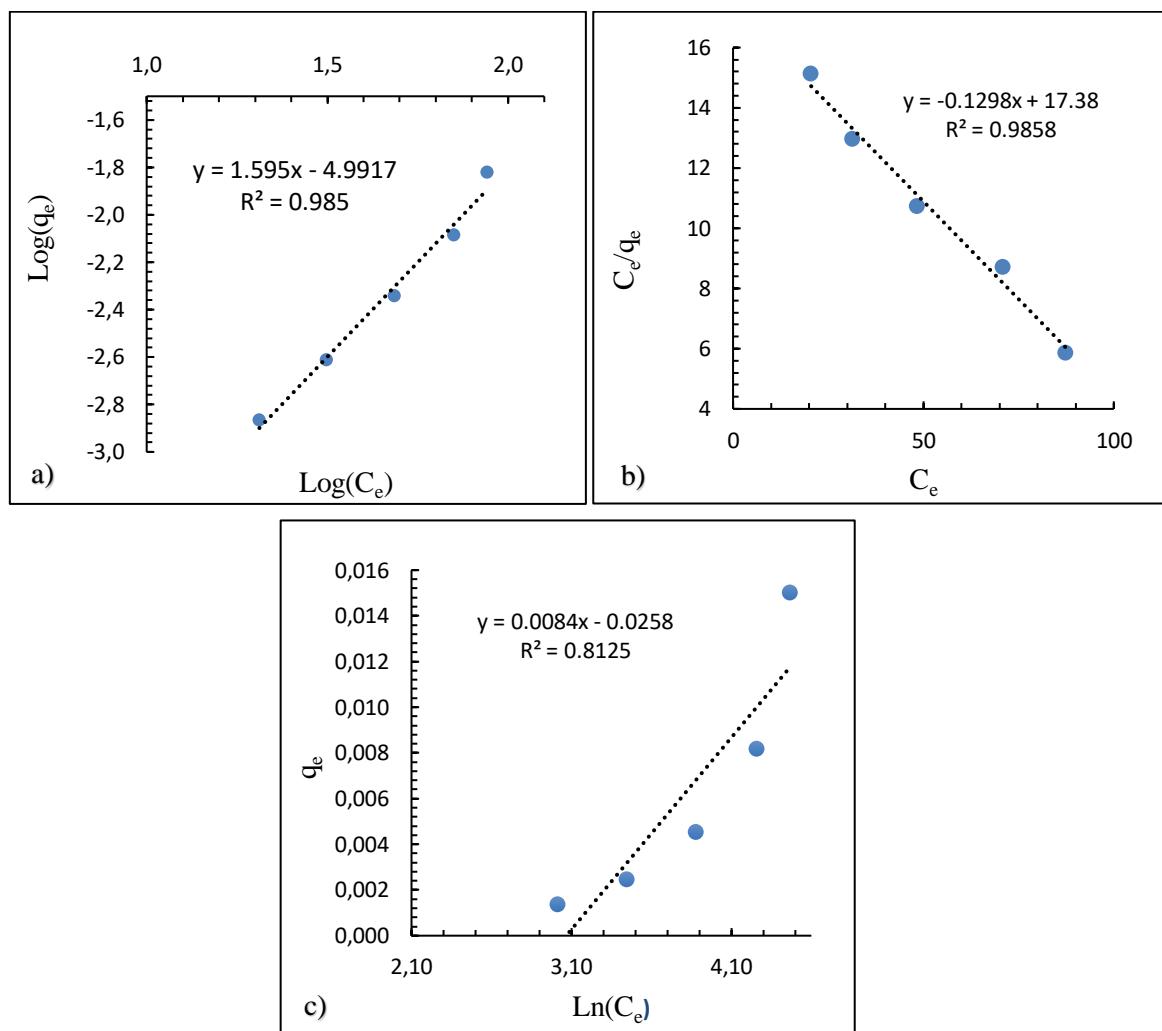


Figura 12. Isotermas de adsorción con lechos activados a 2.71 pH.
a) Freundlich, b) Langmuir y c) Temkin

Esto indica que la adsorción de la dureza del agua en el sistema de adsorción es heterogénea, es decir, la superficie del adsorbente no es uniforme, lo que significa que tiene diferentes tipos de sitios activos con diferentes energías de adsorción (Martínez, 2010).

Este fenómeno de adsorción continúa hasta que los lechos alcanzan la saturación completa de carga eléctrica. Después de ser lavado con agua destilada, el material recupera su rendimiento inicial. Por lo tanto, la retención de iones positivos en los lechos es una

adsorción física de fácil desorción (Millán et al., 2009). En el Anexo 7 se presentan los resultados obtenidos al graficar los modelos de adsorción a pH 7 y 12.28.

La Tabla 6 presenta las constantes derivadas de los modelos de isotermas de adsorción de Freundlich y Langmuir a un pH de 2.71. Estos parámetros se obtuvieron a partir de los ajustes lineales realizados tras graficar las isotermas, obteniendo un coeficiente de correlación superior a 0.90 (R^2). Donde las constantes de Freundlich K_f indica la capacidad de adsorción y $1/n$ expone la intensidad de adsorción, mientras que las constantes de Langmuir, q_m indica la capacidad máxima de adsorción y K_L manifiesta la afinidad del absorbente por el adsorbato.

Tabla 6. Constantes de Isotermas de Freundlich y Langmuir pH 2.71

	Isotermas	Constantes
Freundlich	$K_f(L/mg)$	$1.0193 * 10^{-5}$
	$1/n$	1.595
Langmuir	$K_L(L/g)$	-133.898
	$q_m (mg/g)$	0.058

Al analizar resultados a diferentes pH, neutro (7) y alcalino (12.28), se encuentran datos similares, los mejores ajustes se obtienen para los modelos de Langmuir y Freundlich. Los coeficientes de correlación (R^2) son superiores a 0.90, como se muestra en la Tabla 7.

Tabla 7. Coeficiente de correlación (R^2) de las Isotermas

pH	Isotermas	R^2
2.71	Freundlich	0.985
7		0.978
12.28		0.948
2.71	Langmuir	0.986
7		0.958
12.28		0.926
2.71	Temkin	0.813
7		0.853
12.28		0.745

El modelo de Temkin no resultó ser el más adecuado para la adsorción con un coeficiente de correlación (R^2) menor a 0.89, ya que presenta limitaciones que lo hacen menos efectivo en comparación con otros modelos como Langmuir o Freundlich. Esto se debe a que el modelo de Temkin supone que la energía de adsorción disminuye de manera lineal con la cobertura de la superficie (Foo & Hameed, 2010).

Resultados similares fueron reportados por Lazar et al. (2014) y Prato et al., (2021), quienes investigaron el uso de resinas de intercambio iónico para la reducción de la dureza

presente en el agua. En su estudio, evaluaron el modelo de Freundlich y Langmuir. Ambos modelos se ajustaron adecuadamente a los datos experimentales, sugiriendo que la adsorción se lleva a cabo en una superficie con sitios activos con diferentes energías de adsorción.

4.3.2. Estudio de la cinética de adsorción

Para el análisis de cinética de adsorción se realizó el ajuste lineal utilizando las ecuaciones de pseudo-primer, segundo orden y difusión intraparticular. La Figura 13, muestra los resultados de cinética a un pH de 12.28 que obtuvo un coeficiente de correlación (R^2) superior a 0.85 después de realizar el ajuste lineal en los tres modelos estudiados.

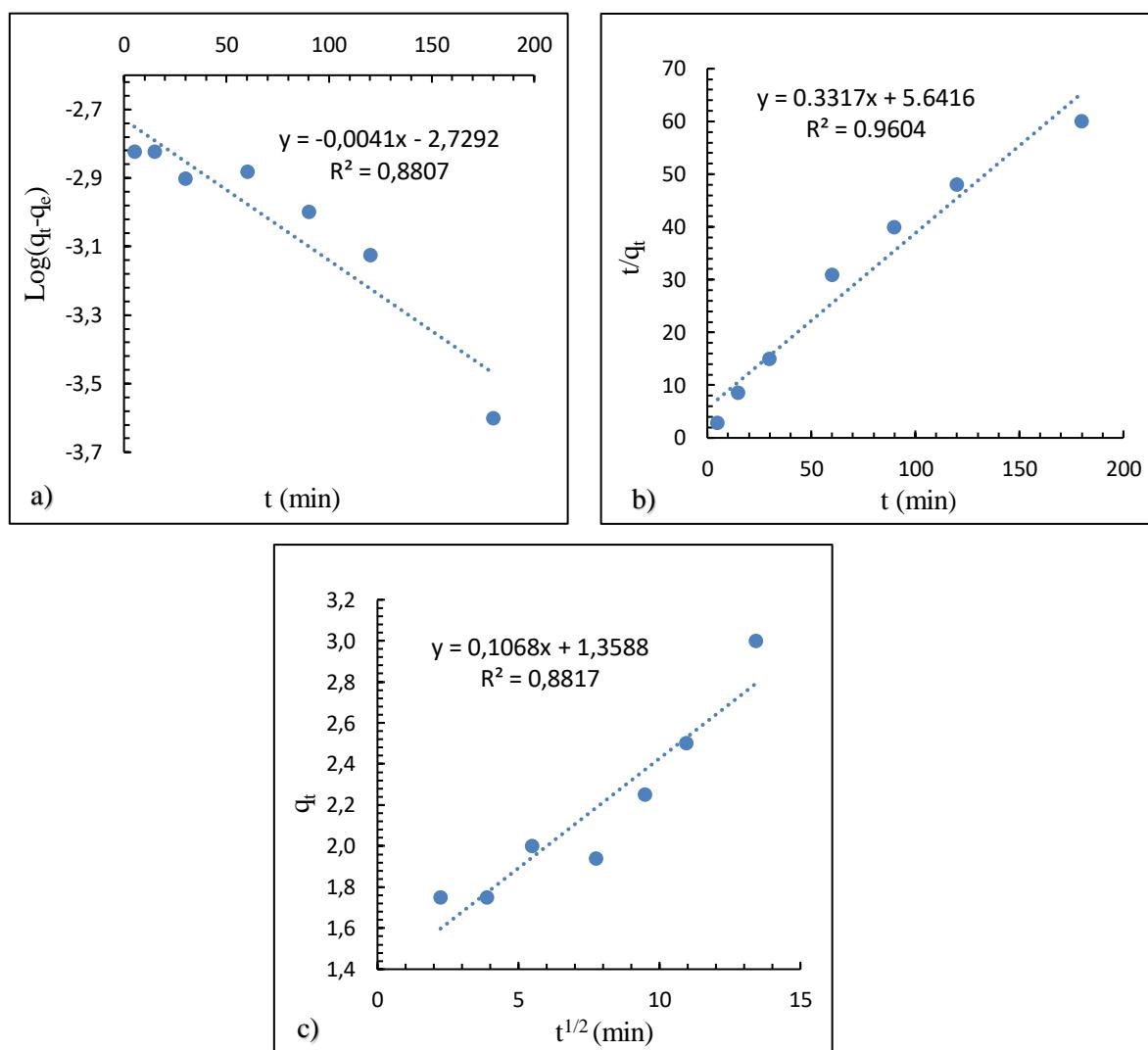


Figura 13. Modelos cinéticos de adsorción de la dureza con lechos activados a 12.28 pH.
a) Pseudo primer orden, b) Pseudo segundo orden y c) Difusión intraparticular

El modelo de pseudo segundo orden mostró un coeficiente de correlación (R^2) más alto de 0.90, lo que indica que se ajusta mejor a los datos experimentales. Esto se debe a que el modelo resalta que la adsorción de sustancias en los adsorbentes depende principalmente

de los enlaces químicos entre las sustancias y los grupos funcionales en la superficie de los adsorbentes. En contraste, otros modelos como el de pseudo primer orden se enfocan más en la concentración de la sustancia adsorbida (Rahman et al., 2021). En el Anexo 8 se presentan los resultados obtenidos al graficar los modelos de cinética a pH 7 y 2.71.

La Tabla 8 muestra las constantes derivadas de los modelos de cinética de adsorción de pseudo-segundo orden a un pH de 12.28. Donde las constantes de pseudo-segundo orden, K_2 indica la velocidad a la que ocurre la adsorción. Un valor alto de K_2 sugiere que la adsorción es rápida, mientras que un valor bajo indica una adsorción más lenta, mientras que q_e representa la cantidad de adsorbato que se adsorbe en el adsorbente cuando se alcanza el equilibrio.

Tabla 8. Constantes del modelo Pseudo segundo orden pH12.28

Modelo de cinética	Constantes	
Pseudo segundo orden	$K_2(g/mg \text{ min})$	0.01949
	$q_e(mg/g)$	3.015

Al analizar resultados a pH, neutro (7) y ácido (2.71), se encuentran datos similares, los mejores ajustes se obtienen el modelo de pseudo segundo orden. Los coeficientes de correlación (R^2) son superiores a 0.90, en todos los casos de pH estudiados como se muestra en la Tabla 9. Esto sugiere que la velocidad de adsorción depende más de la disponibilidad de sitios activos en la superficie del adsorbente y de la naturaleza de las interacciones químicas. Esto significa que incluso si la concentración del adsorbato es baja, si los sitios activos están disponibles y son reactivos, la adsorción puede ocurrir de manera eficiente (Foo & Hameed, 2010).

Tabla 9. Coeficiente de correlación (R^2) de modelos de adsorción a diferentes pH

pH	Cinética	R^2
2.71		0.1257
7	Pseudo primer orden	0.7658
12.28		0.8807
2.71		0.9852
7	Pseudo segundo orden	0.9888
12.28		0.9604
2.71		0.1043
7	Difusión intraparticular	0.6776
12.28		0.8817

Resultados similares fueron reportados por Prato et al. (2021) quienes investigaron sobre la adsorción de la dureza del agua sobre lechos de rocas volcánicas de Ecuador. Los autores encontraron que el modelo de pseudo-segundo orden ofrecía un ajuste más preciso a los datos experimentales en comparación con otros modelos. Este

hallazgo sugiere que la adsorción es principalmente controlada por interacciones químicas entre el adsorbato y el adsorbente. Además, el estudio destacó la importancia de factores, el pH y la concentración inicial del adsorbato en la eficiencia del proceso de adsorción.

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

El material de Santa Ana, tanto en su estado natural como activado, demuestra ser eficaz en la reducción de la dureza del agua, a medida que se usan fracciones más pequeñas, incrementa la cantidad de sitios activos disponibles para el proceso de adsorción, de manera similar, al aumentar la masa en el sistema de adsorción, mejora la retención de la dureza debido a una mayor superficie para la adsorción.

La eficiencia de adsorción está influenciada por el pH al que se ajusta el material, lo que indica que las cargas superficiales son clave en el proceso de adsorción. Se ha demostrado que, a un pH alcalino, la adsorción es más efectiva en comparación con un pH ácido. Esto se debe a que, al activar el lecho filtrante a un pH básico, se generan cargas negativas en la superficie que facilitan el intercambio iónico.

El estudio del equilibrio de adsorción de la dureza del agua sobre el material a diferentes valores de pH mostró un mejor ajuste a los modelos de isoterma de Freundlich y Langmuir, lo que indica un proceso de adsorción heterogéneo. En cuanto a la cinética de adsorción, el modelo de pseudo-segundo orden ofreció el mejor ajuste a los datos experimentales en distintos pH, esto sugiere que la capacidad de adsorción está principalmente influenciada por los enlaces formados entre las moléculas del adsorbente y el adsorbato en la superficie del material.

5.2. Recomendaciones

En el estudio de isotermas de adsorción con agitación constante, se sugiere incrementar el tiempo de calcinación térmica de los lechos, superior a 8 h, de manera de aumentar la consistencia sólida e insolubles del adsorbente en entornos líquidos.

En el proceso de lavado de los lechos se aconseja medir mediante titulación complejométrica el agua de limpieza para así poder estimar la eficacia de regeneración de los lechos.

Se recomienda realizar un estudio de caracterización química del material para así poder relacionar la composición química de los lechos con los resultados de reducción de dureza del agua obtenidos.

BIBLIOGRÁFIA

- Alvarado, A., Mata, R., & Chinchilla, M. (2014). Arcillas identificadas en suelos de costa rica a nivel generalizado durante el periodo 1931-2014: I. historia, metodología de análisis y mineralogía de arcillas en suelos derivados de cenizas volcánicas. *Agronomía Costarricense*, 38(1), 75–106. Recuperado de: www.mag.go.cr/rev_agr/index.html
- and adsorption–Desorption behavior of phosphorus from aqueous solution using
- Arcila, H. R., y Peralta, J. J. (2015). Agentes naturales como alternativa para el tratamiento del agua. Revista Facultad de Ciencias Básicas, 11(2), [136-153]. doi: <https://doi.org/10.18359/rfcb.1303>
- Barahona, F., y Córdova, D. (2019). *Reducción de la dureza del agua a partir de rocas volcánicas en lechos de adsorción* (Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Chimborazo). Recuperado de: <http://dspace.unach.edu.ec/handle/51000/5512>
- Bejarano, F., y Estrella, C. (2018). *Cinética de adsorción en la remoción de color mediante la utilización de arcillas en muestras de agua sintética* (Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Chimborazo). Recuperado de <http://dspace.unach.edu.ec/handle/51000/4871>
- Bourikas, K., Kordulis, C., & Lycurghiotis, A. (2014). The role of the electrical double layer in the electrokinetic and adsorption properties of clays. *Advances in Colloid and Interface Science*, 206, 106-117.
- Buñay Yuquilema, G. E. (2023). *Determinación de la calidad de agua tramo TD11 del sistema de riego Chambo-Guano-Los Chingazos, Provincia de Chimborazo*. (Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Chimborazo). Recuperado de: <http://dspace.unach.edu.ec/handle/51000/11841>
- Cadena Nogales, A. C. (2014). *Estudio químico de la presencia de montmorillonita en arcillas de la cénica sedimentaria miocénica de Loja mediante técnicas de espectroscopía*. (Tesis de pregrado, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo). Recuperado de: <http://dspace.esepoch.edu.ec/handle/123456789/3110>
- Campaña, J., & Torres, E. (2024). *Evaluación del Equilibrio de Adsorción de la Dureza del Agua sobre Arcilla de Santa Teresa*. (Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Chimborazo).
- Carvajal-Flórez, E. (2023). Isotermas de adsorción para la remoción de cobre y plomo de lixiviados de rellenos sanitarios. *Ingeniería y Competitividad*, 25(2). Cinéticos en la adsorción de Rojo 40 sobre tuza de maíz. Revista Ingenierías
- Costa Rodriguez, C. P. (2021). Evaluación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de la calidad del agua de efluentes del Río Chillón durante los meses enero a junio del 2019. Recuperado de: <https://repositorio.urp.edu.pe/handle/20.500.14138/4126>
- Domínguez, E., y Giorgi, A. D. N. (2020). *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica*. Recuperado de: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/146379>
- Figueroa, D., Moreno, A., & Hormaza, A. (2015). Equilibrio, termodinámica y modelos

- Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical engineering journal*, 156(1), 2-10.
- Gallo Tibanquiza, F. L., y Morales Toainga, A. C. (2020). *Estudio del equilibrio de adsorción de la dureza del agua sobre rocas volcánicas* (Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Chimborazo). Recuperado de <http://dspace.unach.edu.ec/handle/51000/6701>
- Gómez Marín, A. M., Naranjo Fernández, D., Martínez, A. A., & Gallego Suárez, D. D. J. (2007). Calidad del agua en la parte alta de las cuencas Juan Cojo y el Salado (Girardota-Antioquia, Colombia). *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 60(1), 3735-3749. Recuperado de: [https://scholar.google.es/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=contaminantes+del+agua+por+sales+disu](https://scholar.google.es/scholar?hl=es&as_sdt=0%2C5&q=contaminantes+del+agua+por+sales+disueltas&btnG=&oq=contaminantes+del+agua+por+sales+disu)
- González, J. B., y Guzmán, N. D. (2022). Simulación de curvas de rompimiento con un modelo fenomenológico para describir la adsorción de Cu (II) y de Pb (II) en columna empacada de lecho fijo empleando isotermas de adsorción de Langmuir, Freundlich y Redlich-Peterson. *Química Hoy*, 11(03), [34-40]. doi: <https://doi.org/10.29105/qh11.03-297>
- González, L., Sánchez, J., Díaz, J., Palomares, A., Prato, J., Ríos, I., ... & Millán, F. (2021). Evaluación de materiales litológicos oxídicos como adsorbentes para el tratamiento de efluentes y aguas residuales.
- Jarava, R., & Planeta, I. (2017). *Análisis de Alternativas para la Remoción de Cloruros presentes en las Aguas Residuales Industriales de Producción del Campo Cicuco Ecopetrol S.A.* (Tesis de pregrado, Universidad Nacional) Recuperado de: <https://repository.unad.edu.co/handle/10596/13789>
- Lazar, L., Bandrabur, B., Tataru-Fărnuş, R. E., Drobotă, M., Bulgariu, L., & Gutt, G. (2014). FTIR analysis of ion exchange resins with application in permanent hard water softening. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 13(9).
- Leyva Haza, J., & Guerra Véliz, Y. (2020). Objeto de investigación y campo de acción: componentes del diseño de una investigación científica. *Edumecentro*, 12(3), 241-260. Recuperado de: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2077-28742020000300241
- Márquez, A., Millán, F., Prato, J. G., & La Cruz, C. (2020). Adsorción de iones Cr (VI) sobre lechos adsorbentes calcinados con superficie de carga variable químicamente modificada. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 43(2), 72-81.
- Márquez, C. O., García, V. J., Guaypatin, J. R., Fernández-Martínez, F., & Ríos, A. C. (2021). Cationic and anionic dye adsorption on a natural clayey composite. *Applied Sciences*, 11, 5127. <https://doi.org/10.3390/app11115127>
- Martínez, D. V. S. (2022). Técnicas e instrumentos de recolección de datos en investigación. *TEPEXI Boletín Científico De La Escuela Superior Tepeji Del Río*, 9(17), 38-39. Recuperado de: <https://repository.uaeh.edu.mx/revistas/index.php/tepxi/article/view/7928>

- Mejía R. (2005). Análisis de la calidad del agua para consumo humano y percepción local de las tecnologías apropiadas para su desinfección a escala domiciliaria, en la microcuenca El Limón, San Jerónimo, Honduras (tesis de postgrado). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza Tropical Agricultural Research and Higher Education Center. Turrialba, Costa Rica.
- Millán, F., José G., Montilla, T., & Tanaselia, C. (2018). Utilización de lechos adsorbentes de carga variable par la filtración de aguas residuales. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*. 41(1), 2-14. Recuperado de: https://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702018000100002
- Millán, F., Mathison, J., Alvares, M., & Jarbouh, W. (2014). Estudio comparativo de la
- Millán, F., Prato, J. G., González, L. C., Márquez, A., & Djabayán, P. (2019). Cu (II) Chemisorption on Calcined Substrates made with an Oxidic Refractory Variable Charges Lithological Material. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería, Universidad del Zulia*, 42(1), 10-17.
- Millán, F.; Prato, J.; López, A.; López, L. (2009). Retention of Calcium ions by Thermically Modified Materials from Soils of San Juan de Lagunillas, Mérida, Venezuela. *Rev. Tec. Ing. Univ. Zulia*, 32, 48-54.
- Millán, F.; Prato, J.G.; González, L.C.; Márquez, A.; Djabayán, P. (2019). Cu (II) Chemisorption on Calcined Substrates made with an Oxidic Refractory Variable Charges Lithological Material. *Rev. Tec. Ing. Univ. Zulia*, 32, 10-18. DOI:10.22209/rt.v42n1a02
- Moreira Romero, A. (2016). Consideraciones actuales sobre ablandamiento del agua. *Dominio De Las Ciencias*, 2(4), 334–345. Recuperado de <https://dominiodelasciencias.com/ojs/index.php/es/article/view/258>
- Organización Mundial de la Salud (OMS), “Guías para la calidad del agua potable”. (2007). WHO guidelines for drinking-water quality. *WHO Chronicle*, 38(3), 104-108. Recuperado de: www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf
- Pastrana Martínez, L. M. (2010). *Estudio del proceso de adsorción-desorción del herbicida Fluroxypyr por materiales de carbón: efecto pH, de la temperatura, de la dureza del agua y de la presencia de materia orgánica natural* (Doctoral dissertation, Universidad de Jaén).
- Pauta, G., Velazco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, Ó., y Abril, A. (2019). Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *Maskana*, 10(2), [76-88]. doi: 10.18537/mskn.10.02.08
- Pavez, A., & Saldaña, G. (2023). Efecto del pH sobre el Equilibrio de Adsorción de la Dureza
- Prato, J. G., Millán, F., Ríos, A., & González-Ramírez, L. C. (2022). Uso de materiales litológicos oxídicos para la reducción de la dureza en aguas naturales. *Información tecnológica*, 33(2), 145-156.
- Prato, J.G.; González-Ramírez, L.C.; Pérez, M.C.; Rodríguez, M.E. (2021). Adsorción de la Dureza del Agua sobre Lechos de Rocas Volcánicas de Ecuador. *Inf. Tecnol.* 32, 51–60. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642021000200051>

- Prato, J.G.; Millán, F.; Rangel, M.; Márquez, A.; González, L.C.; Ríos, I.; García, C.; Rondón, C.; Wang, E. (2024). Adsorption of Pb (II) Ions on Variable Charge Oxidic Calcined Substrates with Chemically Modified Surface. *F1000Research*, 12, 747. <https://doi.org/10.12688/f1000research.132880.2>
- Prato, J.G.; Millán, F.; Ríos, A.; González-Ramírez, L.C. (2022). Uso de Materiales Litológicos Oxídicos para la Reducción de la Dureza en Aguas Naturales. *Inf. Tecnol.* 33, 145-156. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642022000200145>
- Prato, José G., González Ramírez, Luisa C., Pérez, Maribel C., & Rodríguez, Miguel E. (2021). Adsorción de la dureza del agua sobre lechos de rocas volcánicas de Ecuador. *Información tecnológica*. 32(2), 51-60. Recuperado de: <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642021000200051>
- Quirós, A. L., Dotti, C. E., Etourneau, J., Roignant, S., Sánchez, F. J. L., Tovar, F. J. R., ... & Klein, V. (2021). Clima cenozoico e impacto tectónico de la apertura del Paso de Drake. *Geotemas (Madrid)*, (18), 1130. Recuperado de: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8560846>
- Rahman, M. A., Lamb, D., Kunhikrishnan, A., & Rahman, M. M. (2021). Kinetics, isotherms
- Regla, I., Vázquez Vélez, E., Cuervo Amaya, D. H., & Neri, A. C. (2014). La química del jabón y algunas aplicaciones. *Revista Digital Universitaria UNAM*, 15, 1–15. Recuperado de: <https://www.revista.unam.mx/vol.15/num5/art38/art38.pdf>
- Samaniego-Rojas, N., Eguiguren, P., Maita, J., & Aguirre, N. (2015). Clima de la Región Sur el Ecuador: historia y tendencias. Cambio climático y biodiversidad: estudio de caso de los páramos del Parque Nacional Podocarpus, Ecuador. Programa de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos. Universidad Nacional de Loj. Loja. [43-63]. Recuperado de https://nikolayaguirre.files.wordpress.com/2011/12/libro_biodiversidad_cambio_climatico_marzo_2016.pdf
- Smith, J., McCabe, W., & Harriot, P. (2016). *Operaciones Unitarias en Ingeniería Química* 7°. ed. Madrid, España: Edigrafos, S. A.
- Tunón, I., Ortí, E., Gómez, C., Pascual-Ahuir, J., & Monzó, I. (2009). Tema 7. Superficies sólidas: adsorción y catálisis heterogénea. *Química Física Avanzada*, 28. Recuperado de: https://d1wqxts1xzle7.cloudfront.net/39329863/tema_7_parte_1_ads_completa-libre.pdf?1445403638=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DTema_7_parte_1_ads_completa.pdf&Expires=1720568579&Signature=GemB5XFmRGGvKifZrcIsoqa1ZnQxMPE~r-lj15QEKx7Hyuj9Bk5Deyo9nwIBpLjvHoz7JvLS2hAt~YwhkP~~IxejFFZLxWVw~vezSkjdcrVggqeFOs1-dYLI3liXmEDr-StSVaz-4OgJHNjei~c2yPoQOWIAcdzidgeAHVGFWvOOiDOlXUZnXf~cGJFzL9aHLjsnZGrI9j9XerWbs9shLIwzzZMxqpOlo~q~DzdZPLQhyWluLzIY8k3Lu5iZt4Q~7-S3s1A6fpSkwTFnv~DlJSvk~4kq9y5XE-SvzKMO8i2k6AHxAK1GNM1yIp3K4JekBnn~kY-CVO3laRnY3-Qrg__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA

- Universidad de Medellín, 14(26), 105–120. <https://doi.org/10.22395/rium.v14n26a7>
- Vega, D. P., González, C., Escalante, C. A., Gallego, J., Salamanca, M., & Manrique-Losada, L. (2018). Uso de zeolita faujasita para adsorción de iones en aguas residuales municipales. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(4), 184-208.
- Venezuela. Ciencia e Ingeniería, 35(3), 157–164.
- Xu, R.K.; Qafoku, N.P.; Van Ranst, E.; Li, J.Y.; Jiang, J. (2016). Adsorption Properties of Subtropical and Tropical Variable Soils: Implication from Climate Change and Biochar Amendment. *Adv. Agron.* 135, 1–58. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.09.001>
- Zambrano, I. (2019). *Filtros de arcilla y cascarilla de arroz, incidencia en remoción de carga orgánica en aguas residuales de la ciudad de Portoviejo*.
- Zhao, D., Li, Y., Ding, J., Wu, Z., & Yang, X. (2016). Effects of pH on the surface charge and adsorption behavior of clay minerals. *Journal of Colloid and Interface Science*, 489, 10-20.zirconium–iron and iron modified biosolid biochars. Water (Switzerland), 13(23).

ANEXOS

Anexo 1. Recolección y preparación de lechos



Figura 14. Recolección del material



Figura 15. Tamizado del material



Figura 17. Formación de los lechos de adsorción



Figura 16. Colocación de los lechos en los crisoles

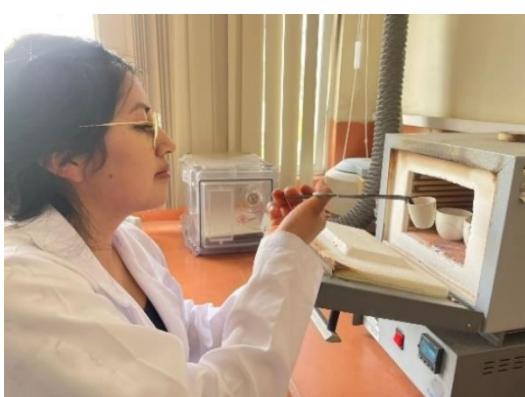


Figura 18. Colocación de los lechos en la mufla



Figura 19. Lechos calcinados

Anexo 2. Instalación de columnas de adsorción



Figura 21. Montaje de las columnas de adsorción



Figura 20. Colocación de las columnas



Figura 23. Colocación de la malla metálica



Figura 22. Columnas armadas

1.5 Anexo 3. Pruebas de adsorción con lecho natural



Figura 24. Revisiones por parte del tutor



Figura 25. Armado del sistema de adsorción



Figura 27. Ubicación del sistema de adsorción



Figura 26. Medición del caudal de salida



Figura 29. Toma de muestras



Figura 28. Titulación de las muestras

Anexo 4. Activación a diferentes pH



Figura 31. Preparación de las soluciones

(ácida y básica)



Figura 30. Medición del pH

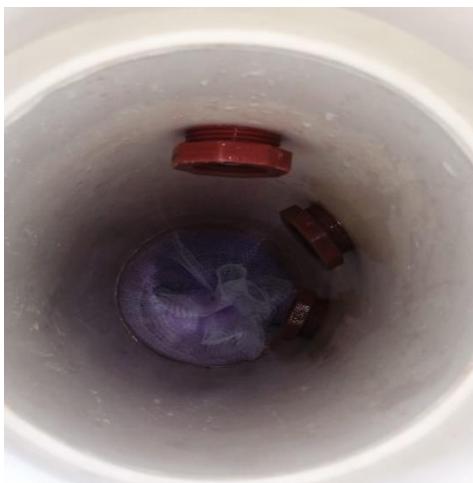


Figura 33. Activación de lechos



Figura 32. Titulación de muestras con lecho activado

Anexo 5. Análisis de isotermas de adsorción



Figura 34. Adición de agua



Figura 35. Toma de muestras en intervalos de tiempo



Figura 37. Muestras tomadas

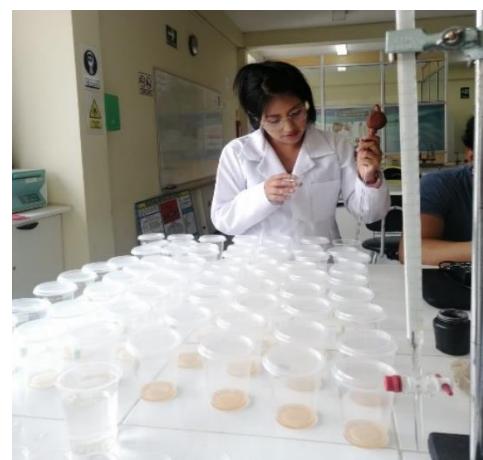


Figura 36. Medición de muestras



Figura 39. Regeneración de lechos



Figura 38. Secado de los lechos

Anexo 6. Análisis de cinética de adsorción



Figura 41. Lechos pesados

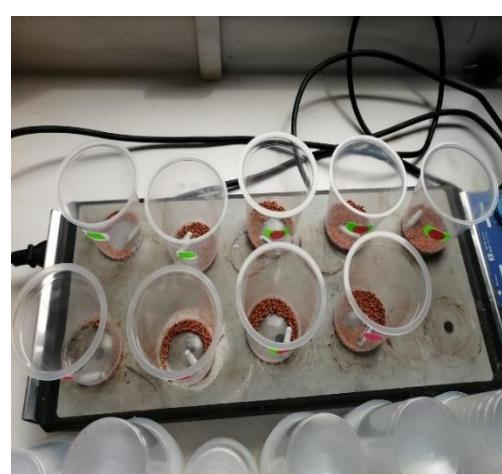


Figura 40. Montaje de la plancha de agitación



Figura 43. Toma de muestras



Figura 42. Titulación de las muestras tomadas

Anexo 7. Estudio de isotermas de adsorción

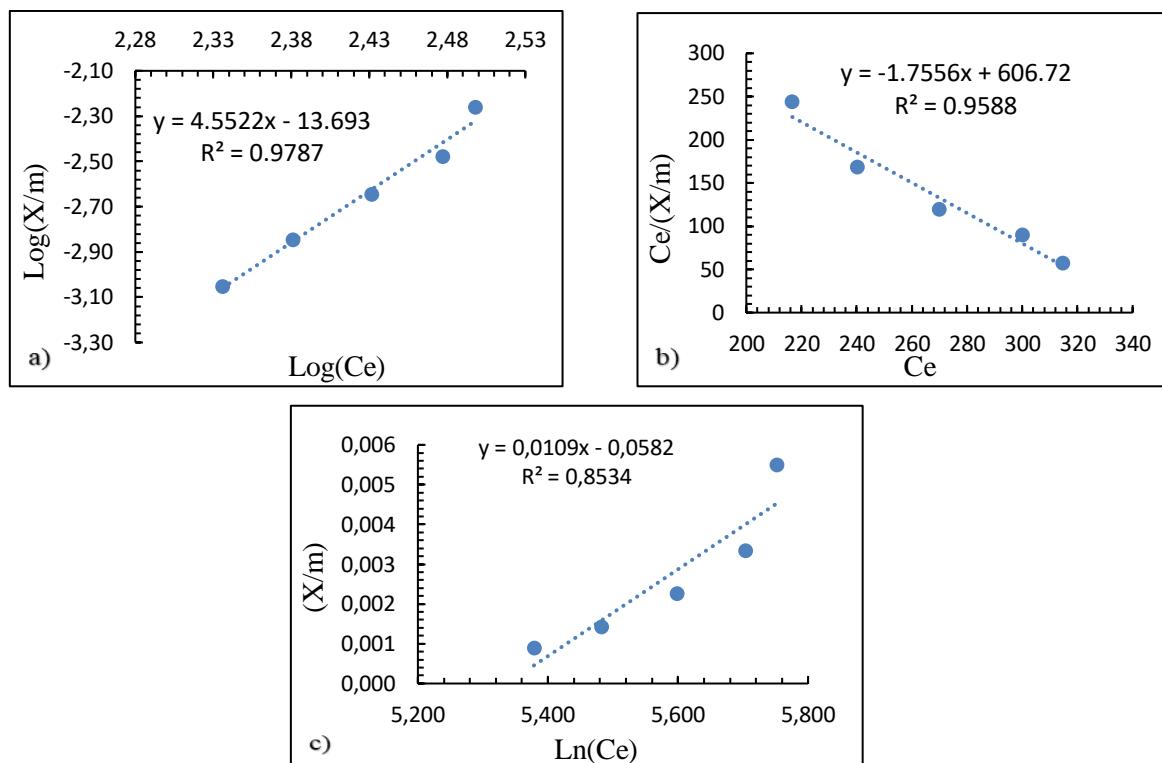


Figura 44. Isotermas de adsorción con lechos activados a 7 pH
a) Freundlich y b) Langmuir y c) Temkin

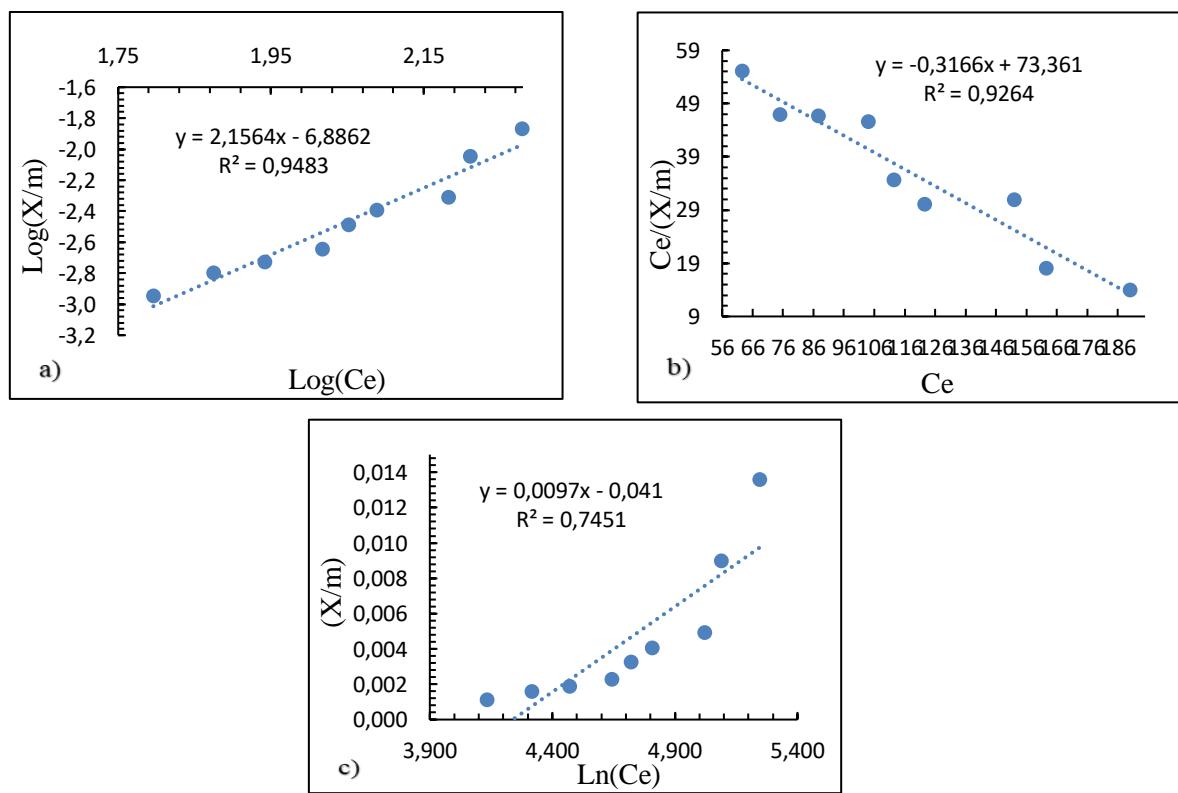


Figura 45. Isotermas de adsorción con lechos a 12.28 pH
a) Freundlich, b) Langmuir y c) Temkin

Anexo 8. Estudio de la cinética de adsorción

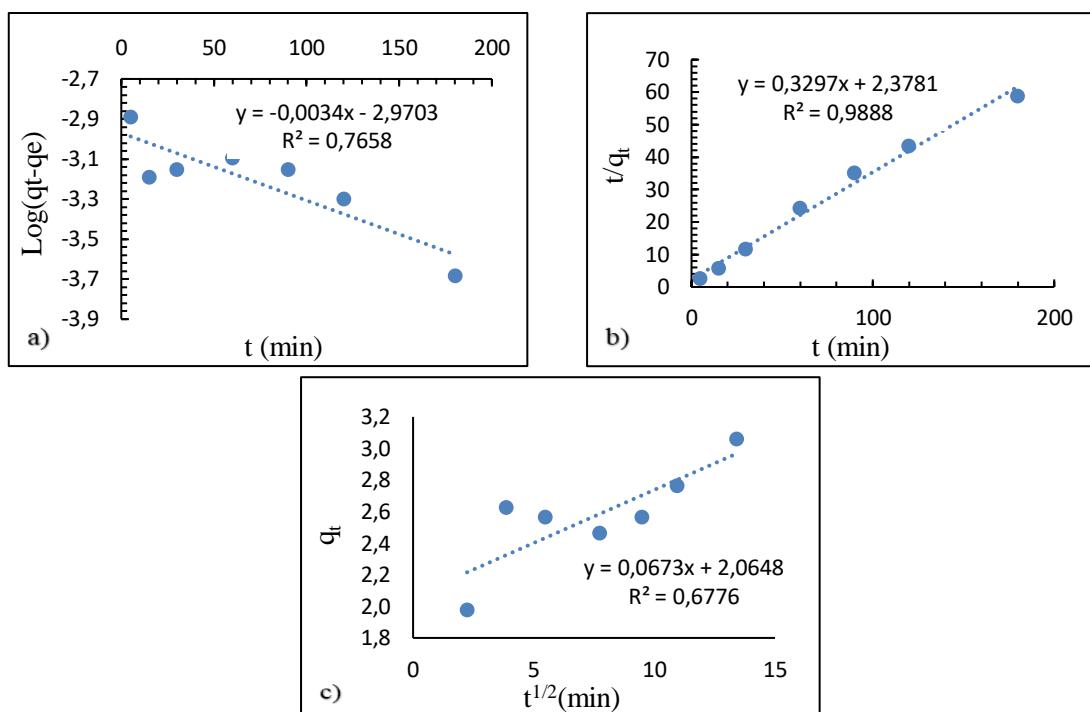


Figura 46. Modelos cinéticos de adsorción con lechos activados a 7 pH
a) Pseudo primer orden, b) Pseudo segundo orden y c) Difusión intraparticular

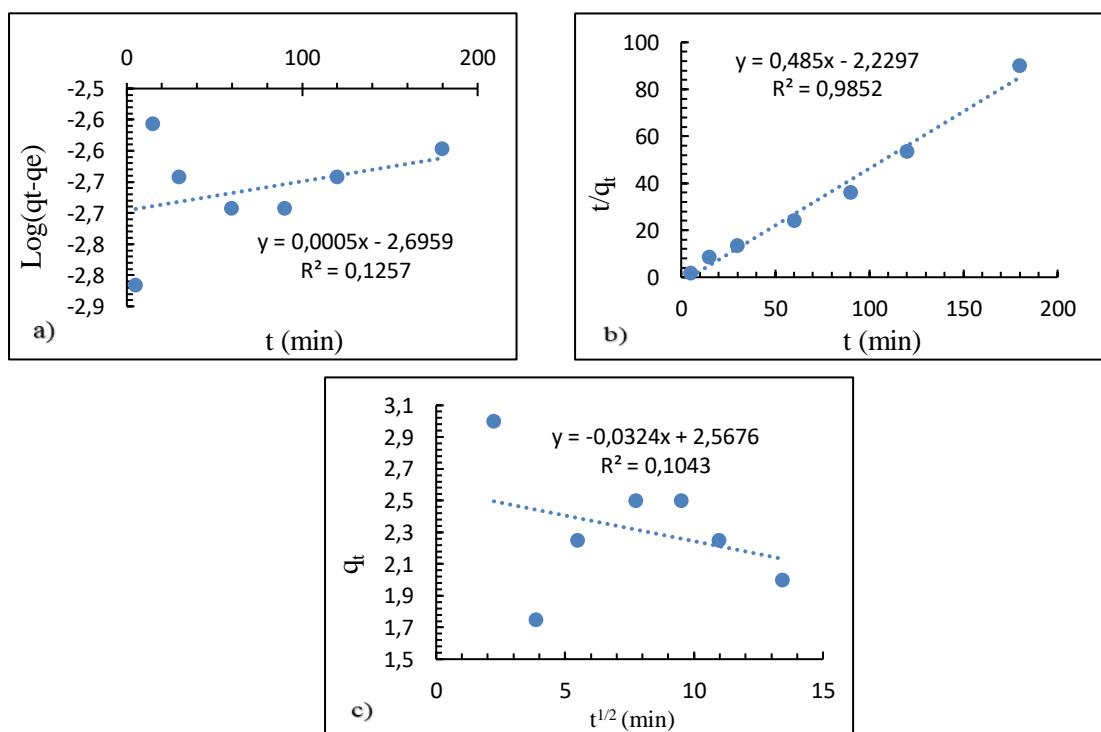


Figura 47. Modelos cinéticos de adsorción con lechos activados a 2.71 pH
a) Pseudo primer orden, b) Pseudo segundo orden y c) Difusión intraparticular